

Universidade de Lisboa  
Faculdade de Ciências  
Departamento de Biologia Animal



## Impacto potencial do javali na recuperação da população de coelho-bravo na Companhia das Lezírias

Ana Luísa Rodrigues de Barros

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:

Prof. Doutora Margarida Santos-Reis

[2016]

**O presente estudo foi realizado no âmbito de(a):**

a) Um protocolo de investigação estabelecido desde 2007 entre a Companhia das Lezírias, S.A. (CL) e o Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c), unidade de I&D da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL).

b) Plataforma LTsER Montado (<http://www.ltsermontado.pt/>), dedicada à investigação sócio ecológica de longo prazo do sistema Montado.



## Agradecimentos

Finalmente vejo 1 ano de trabalho concluído nestas páginas. Posso dizer que custou (e muito em algumas alturas), mas isso só faz com que tenha mais orgulho do resultado final. A verdade é que não passei por isto sozinha e quem me acompanhou durante todo o processo merece os meus agradecimentos.

Primeiro, à Companhia das Lezírias, o sítio que me acompanhou durante o trabalho de campo. Ao Eng. Rui Alves que me possibilitou este tema e que esteve sempre disponível quando precisava de informação. Ao Sr. Zé Luís que esteve sempre à distância de um telefonema e nos salvou de “atascãos”. À Livia que, sempre com muita simpatia, ajudou na estadia e nas mudanças, à última da hora, de calendarização. A todos os guardas, que sempre prestáveis nos ajudaram com as faroladas e eventuais “atascãos”. Um muito obrigado a todos!

À Sandra e ao Tiago que me acompanharam e me ensinaram tanto sobre esta vida de campo. Foi uma pequena aventura, com os seus altos e baixos, mas no geral uma ótima experiência. Um especial obrigado ao Tiago pelas boleias, pelo GPS, pela companhia e pela disponibilidade com as faroladas. Foram um grande suporte durante este processo e por tudo isso, obrigada!

À Professora Doutora Margarida Santos-Reis que me orientou entre temas e que me ajudou com este trabalho final. Por ter tirado o tempo para me auxiliar, pois todas as suas correções e sugestões tornaram o resultado final melhor. Também ao Gonçalo que esteve por detrás da estatística e me ajudou a levar este trabalho para um outro nível. Obrigada!

Ana Luísa, Joana e Marília. Conseguimos! Estivemos lá umas para as outras, partilhámos o sofrimento, o desespero e o pânico. Mas também as alegrias e agora que terminámos sei que não teria sido o mesmo sem vocês. À Andreia! Acompanhaste-me durante o trabalho de campo e tu mais do que ninguém sabes dos altos e baixos que atravessámos. Obrigada a todas! Ah e não me posso esquecer do João, também partilhámos o desespero estatístico, mas finalmente está ultrapassado.

Também às meninas da dança, pela vossa compreensão quando me tinha de ausentar para ir ver coelhos e javalis. E pelo convívio, pois as aulas com vocês foram sempre importantes para pôr tudo isto de lado e simplesmente me divertir.

À minha família, especialmente aos meus pais. Mesmo pensando que só ando a apanhar cocós apoiaram-me o tempo todo. Estiveram sempre presentes e ajudaram quando mais precisava. Foram vocês que tornaram tudo isto possível e sei que me continuarão a apoiar no futuro, mesmo que o que me espera seja limpar o rabo ao elefante no Jardim Zoológico.

Por fim, ao Francisco que no fim disto tudo acaba com um mestrado em informática e outro em biologia. Se alguém sabe o quanto custou és tu. Um grande OBRIGADO por todo o apoio! Sobreviveste aos meus ataques de pânico e choradeiras sem fundamento. Agora que está tudo para trás espero que estejas orgulhoso deste trabalho final, que também é teu!

## Resumo

O coelho-bravo é nativo da Península Ibérica, sendo presa base para cerca de 40 espécies de predadores, muitos dos quais ameaçados e/ou especializados no seu consumo. Atua também como “engenheiro do ecossistema”, pois por via da herbivoria e enquanto agente dispersor de sementes, altera a composição das comunidades vegetais e promove a manutenção de matos abertos, aumentando a complexidade e heterogeneidade do habitat. Como tal, é considerada uma espécie-chave na manutenção da estrutura e funcionamento dos ecossistemas ibéricos. Atualmente, o coelho-bravo constitui uma espécie de interesse para a conservação, beneficiando do estatuto de “Quase Ameaçado” em Portugal, onde a sua tendência populacional continua a ser de declínio. A principal causa de ameaça apontada é o surto de duas patologias virais: a mixomatose e a febre hemorrágica, a partir dos anos 50. Porém, o declínio já estaria a decorrer desde o início do século XX, consequência da perda e fragmentação do habitat, sendo depois acelerado com o surgimento das referidas patologias. Hoje em dia, outras ameaças são também apontadas, como a caça excessiva e mal gerida, a pressão de predação e a competição interespecífica. Nomeadamente, o aumento significativo de ungulados silvestres que se tem registado nas últimas décadas, na Península Ibérica, e que pode constituir uma nova ameaça para coelho-bravo. Estudos anteriores já sugerem um efeito potencialmente negativo por parte de herbívoros de grande porte, incluindo o javali, no entanto, essa interação tem sido pouco explorada. O javali é o ungulado de distribuição mais extensa na Península Ibérica, sendo descrito como um omnívoro oportunista que utiliza o comportamento de fossar na procura de alimento. As fossadas são responsáveis por alterar a composição e pH do solo, os processos de decomposição e o recrutamento de várias plantas. A interação entre coelho-bravo e javali decorre deste comportamento, que afeta a disponibilidade de alimento, a qualidade do habitat e a estabilidade do refúgio subterrâneo (tocas) para o coelho. Coloca-se assim a hipótese de o javali impactar negativamente o padrão de ocupação por coelho-bravo. Para testar esta hipótese selecionou-se uma área de montado (Charneca do Infantado, Companhia das Lezírias), onde o coelho se encontra em declínio e o javali em expansão e recorreu-se à procura de indícios de presença de ambas as espécies, em 73 pontos de amostragem (*buffer* de 25m de raio) distribuídos regularmente pela área de estudo. Em cada ponto foram realizados três eventos de amostragem, de forma a obter um registo de deteção em formato binário, o que permitiu modelar a ocupação das duas espécies e avaliar a interação entre ambas. Adicionalmente, estimou-se a população de javali na área de estudo, recorrendo a uma amostragem combinada (faroladas para observação direta e animais abatidos em montaria). Como esperado, os resultados confirmaram a reduzida ocupação por coelho-bravo (~36%), com núcleos populacionais associados principalmente às áreas agrícolas. Já o javali mostrou ocupar praticamente toda a área (~80%) e com um elevado efetivo populacional ( $6,07 \pm 1,96$  ind/km<sup>2</sup>). Na área de estudo, as duas espécies aparentam ocorrer independentemente, sendo este o cenário com maior suporte estatístico. Porém, alguns dos resultados sugerem um potencial efeito de exclusão do coelho-bravo quando o javali se encontra presente, relação que poderá ser menos evidente devido à situação de declínio populacional em que o coelho-bravo se encontra. A confirmar-se esta situação, o javali pode estar a constituir uma ameaça à recuperação desta espécie, que já se encontra fragilizada. Assim, as principais recomendações de gestão para a área de estudo são o melhoramento do habitat para coelho-bravo, e a necessidade de se manter o controlo populacional do javali.

**Palavras-chave:** *Oryctolagus cuniculus*, *Sus scrofa*, interação interespecífica, modelos de ocupação, gestão populacional

## Summary

The European rabbit is native to Iberian Peninsula, where it constitutes a stable prey for over 40 predator species, many of them threatened and/or specialized in its consumption. It also acts as an ecosystem engineer since, through herbivory and seed dispersal, it enhances habitat complexity and heterogeneity. As such, it is considered a key species in the functioning of Iberian ecosystems. Currently, the European rabbit is a species of conservation concern, being listed as “Nearly Threatened” in Portugal where populations are still declining. The main threat is the outbreak of two viral diseases since the 50s: myxomatosis and haemorrhagic fever. However, this decline started in the beginning of the 20<sup>th</sup> century, due to habitat loss and fragmentation, being exacerbated by the referred diseases. Nowadays, other threats include, such as inaccurate hunting practices, over predation pressure and interspecific competition. Namely, the increasing trend in wild ungulate numbers, recorded in the last decades in the Iberian Peninsula, which may represent a new threat to the European rabbit. Previous studies already suggested a negative effect of large herbivores, such as wild boars. However, this relationship has been less documented than other threats. The wild boar is the ungulate with the widest distribution in the Iberian Peninsula, being described as an opportunistic omnivore, which uses rooting to forage. This behavior is responsible for changes in soil composition, pH levels, decomposition processes and recruitment of several plant species. The interaction between European rabbits and wild boars results from this rooting behavior, which affects food availability, habitat quality and underground refuge stability (dens) for rabbits. Here we hypothesize that wild boars are negatively impacting the rabbit’s occupancy pattern at a ‘montado’ area (Charneca do Infantado, Companhia das Lezírias), where the European rabbit population is declining and the wild boar is expanding. We searched for rabbit and wild boar signs of presence in 73 points (25m radius *buffer*) regularly distributed in the study area. Each point was sampled in three occasions, which resulted in a binary detection record. This allowed us to model these species’ occupancy patterns as well as their interaction. Additionally, we estimated wild boar abundance in the study area, using a combined sampling strategy (spotlight surveys and hunting statistics). As expected, the results confirmed the rabbit’s low occupancy (~36%) in the study area, with population nuclei associated to croplands. Meanwhile, wild boar occupies almost all of the area (~80%) and has a high population effective ( $6,07 \pm 1,96$  ind/km<sup>2</sup>). The scenario with highest statistical support indicates that the two species occur independently in the area. However, some of the results suggest a potential avoidance behavior of European rabbit due to wild boar presence, a relationship that may not be highlighted due to the current decline situation of the rabbit in the area. If this scenario is confirmed, wild boar may constitute a real threat to European rabbit recovery. Therefore, the main management recommendations for the study area relate to habitat improvement for European rabbit and the need to maintain wild boar’s population control.

**Keywords:** *Oryctolagus cuniculus*, *Sus scrofa*, interspecific interaction, occupation models, population management

# Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	ii
Summary .....	iii
1. Introdução.....	1
1.1. Origem e importância do coelho-bravo .....	1
1.2. Usos tradicionais do solo - importância e gestão .....	2
1.3. Expansão dos ungulados silvestres – o javali ( <i>Sus scrofa</i> L, 1758) .....	3
1.4. Interação entre javali e o coelho-bravo – uma nova ameaça? .....	4
1.5. Objetivos e Hipóteses.....	5
2. Métodos .....	6
2.1. Área de estudo.....	6
2.2. Estimativa da abundância relativa de javali .....	7
2.3. Amostragem de indícios de presença e caracterização da vegetação .....	8
2.4. Modelação ecológica.....	9
2.4.1. Co-variáveis.....	10
2.4.2. Seleção dos modelos .....	10
3. Resultados .....	12
3.1. Ocupação do espaço por coelho-bravo.....	12
3.2. Estimativa da abundância relativa de javali .....	13
3.3. Ocupação do espaço por javali .....	14
3.4. Interação entre coelho-bravo e javali .....	14
4. Discussão.....	16
4.1. Estimativa da abundância relativa de javali .....	16
4.2. Ocupação e interação entre coelho-bravo e javali .....	17
4.3. Implicações para a gestão.....	19
5. Conclusão.....	21
6. Referências Bibliográficas .....	22
8. Anexos.....	23

## Lista de Figuras

Figura 2.1 – Localização da Companhia das Lezírias e respetivos limites. Mapa dos usos de solo na área de estudo e representação dos dois percursos de farolada (Percurso1- 31km; Percurso2- 50km)

## Lista de Tabelas

Tabela 2.1- Descrição dos parâmetros do modelo de ocupação para duas espécies, estação única, de Mackenzie *et al.* (2004, 2006), segundo a parametrização de Richmond *et al.* (2010)

Tabela 2.2- Descrição dos modelos utilizados para testar a interação entre a espécie B e A, condicionando os parâmetros de detetabilidade e ocupação

Tabela 3.1 - Análise dos melhores modelos ( $\Delta QAI Cc \leq 2$  ou  $\Delta AICc < 2$ ) de ocupação ( $\Psi$ ) por coelho-bravo e javali na Companhia das Lezírias

Tabela 3.2 - Estimativa média dos coeficientes beta ( $\pm$  EP) e respetivos intervalos de confiança (IC) de 90%, das variáveis incluídas nos melhores modelos de ocupação de javali e coelho-bravo na Companhia das Lezírias.

Tabela 3.3 - Dados de caça registados para cada montaria e respetivo índice de caça (IC), calculado em função do número de indivíduos caçados, número de caçadores envolvidos e extensão da área onde decorreu a montaria. Cálculo da média e erro-padrão (EP) para cada parâmetro.

Tabela 3.4 - Número absoluto de indivíduos observados (N) e por km, em cada evento de farolada, antes e após a época de montarias. Respetiva média e erro-padrão (EP) de cada parâmetro.

Tabela 3.5 - Análise dos modelos candidatos para a interação entre coelho-bravo e javali na Companhia das Lezírias, assumindo cenários distintos de detetabilidade ( $\rho$ ) e ocupação ( $\Psi$ ), e o respetivo valor de SIF.

Tabela 3.6 - Suporte relativo das diferentes formulações dos modelos de ocupação duas espécies em que a detetabilidade dos indícios e ocupação de coelho-bravo podem ser condicionais ou independentes da presença de javali.

## Lista de Anexos

Anexo 8.1 - Descrição das co variáveis selecionadas para o processo de modelação. Variáveis de detetabilidade medidas para um buffer de 25 metros de raio no campo, e variáveis de ocupação medidas em ambiente SIG para um buffer de 100 metros de raio

Anexo 8.2 - Modelos candidatos para a detetabilidade de indícios de javali e coelho-bravo, mantendo a ocupação constante,  $\Psi$  (.). O melhor modelo ( $\Delta QAI Cc$  ou  $\Delta AICc = 0$ ) para cada espécie encontra-se em destaque.

Anexo 8.3 - Modelos candidatos da ocupação por coelho-bravo e javali, mantendo a detetabilidade dos indícios modelada pelo melhor modelo obtido para coelho,  $\rho$  (.), e javali,  $\rho$  (MM \* A\_Herb). Os melhores modelos ( $\Delta QAICc < 2$  e  $\Delta AICc < 2$ ) para cada espécie encontram-se em destaque.

Anexo 8.4 - Modelos candidatos da interação entre coelho-bravo e javali, de forma a averiguar diferentes cenários de interação tanto para a detetabilidade como ocupação. Recorreu-se às co-variáveis de ocupação identificadas como significativas para cada espécie, sendo a detetabilidade de javali modelada pela MM e A\_Herb.



# 1. Introdução

## 1.1. Origem e importância do coelho-bravo

O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L, 1758) é uma espécie nativa da Península Ibérica, mas expandiu-se naturalmente pela maioria do continente Europeu e a nível mundial devido à ação do homem que deliberadamente o introduziu em muitas áreas do globo enquanto recurso alimentar e/ou cinegético (Delibes-Mateos *et al.* 2009a). O fato de a espécie ter o seu centro de origem na referida região proporcionou a coevolução da mesma com a comunidade de carnívoros local, e explica o facto de esta ser presa estável para cerca de 40 espécies de predadores, muitos dos quais ameaçados e/ou especializados no seu consumo (Delibes-Mateos *et al.* 2008). O coelho-bravo é também considerado um “engenheiro do ecossistema”, designação atribuída a espécies que influenciam substancialmente as condições ambientais e disponibilidade de recursos, afetando outras espécies e os atributos naturais das comunidades onde se inserem (Jones *et al.* 1994; Hobbs 1996). Por via da herbívoros e enquanto agente dispersor de sementes, o coelho é responsável por alterar a composição das comunidades vegetais e promover a manutenção de matos abertos, aumentando a complexidade e heterogeneidade do habitat. Através da sua capacidade escavadora providencia ainda locais de ninho e abrigo para espécies de anfíbios, répteis e mamíferos e as suas latrinas são importantes para a fertilização do solo e crescimento vegetal (Delibes-Mateos *et al.* 2008; Ferreira 2012). É assim uma espécie-chave na manutenção da estrutura e funcionamento dos ecossistemas ibéricos (Calvete *et al.* 2004; Delibes-Mateos *et al.* 2009a). É também a espécie de pequeno porte mais importante para a atividade cinegética na Península Ibérica (Calvete *et al.* 2004). Em Portugal estão registados cerca de 300 mil caçadores (cerca de 1 milhão em Espanha) e a atividade mobiliza anualmente cerca de 365 milhões de euros (Ferreira e Delibes-Mateos 2010).

Vários estudos têm vindo a demonstrar a estreita relação entre a estrutura do habitat e a distribuição e abundância do coelho-bravo (Virgós *et al.* 2003; Fernandez 2005; Lombardi *et al.* 2007). Sabe-se que este tende a selecionar áreas de mosaico que conjugam prados abertos e matos mediterrânicos densos, sendo este ecótono essencial para o coelho pois maximiza simultaneamente a disponibilidade de alimento e de refúgios. Por outro lado, nas paisagens mediterrânicas, as zonas de vegetação natural tendem a apresentar reduzida produtividade, e as áreas de cultivo agrícola representam um importante recurso alimentar para a espécie (Calvete *et al.* 2004; Barrio *et al.* 2013). Pode-se caracterizar os habitats adequados para coelho-bravo como: (i) uma paisagem não-fragmentada; (ii) com coberto vegetal heterogêneo (e.g. matos mediterrânicos, culturas, pastagens naturais) que providencie alimento de elevada qualidade; (iii) solos macios que facilitem a construção de tocas e (iv) um clima mediterrânico com precipitação relativamente elevada, que favoreça o crescimento vegetal (Delibes-Mateos *et al.* 2009a; Delibes-Mateos *et al.* 2010).

Considerando a importância do coelho-bravo para a integridade dos ecossistemas mediterrânicos, compreender as diferentes ameaças que esta espécie enfrenta é crucial (Massei e Genov 2004; Cabezas-Diaz *et al.* 2011). Na Península Ibérica, as populações de coelho-bravo têm sofrido um acentuado declínio desde meados do séc. XX, principalmente devido ao surto de duas patologias virais: a mixomatose, desde 1953, e a febre hemorrágica (RHD), desde 1988 (Ferreira e Delibes-Mateos 2010). Porém, alguns autores afirmam que o declínio já estaria a decorrer desde o início do séc. XX, consequência da perda e fragmentação do habitat, tendo sido depois fortemente acelerado com o surgimento das referidas patologias (Delibes-Mateos *et al.* 2009a; Delibes-Mateos *et al.* 2010). Atualmente, outras ameaças são também apontadas, como a competição interespecífica (Lozano *et al.*

2007; Cabezas-Díaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014), a pressão de predação (Ritchie e Johnson 2009) e a caça excessiva e mal gerida (Ferreira e Delibes-Mateos 2010). Tal tem vindo a dificultar a recuperação das populações e, por isso, atualmente o coelho-bravo constitui uma espécie de interesse para a conservação, beneficiando do estatuto de “Quase Ameaçado” (Cabral *et al.* 2006) e “Vulnerável” (Villafuerte e Delibes-Mateos 2007) respetivamente em Portugal e Espanha. Também a nível internacional, a espécie beneficia do estatuto de “Quase Ameaçada”, segundo os critérios da União Internacional para a Conservação da Natureza (Smith e Boyer 2011). Apesar do declínio generalizado, tem-se vindo a verificar uma recuperação espacialmente desigual (Delibes-Mateos *et al.* 2008; Cabezas-Díaz *et al.* 2011), principalmente em zonas agrícolas e de vocação cinegética (Delibes-Mateos *et al.* 2009b; Ferreira e Delibes-Mateos 2010; Delibes-Mateos *et al.* 2014). Nas zonas de caça, esse aumento poderá estar associado às medidas de gestão localizadas, como: (i) controlo de predadores, (ii) gestão do habitat, (iii) redução da pressão de caça, (iv) controlo de vetores, (v) vacinação, (vi) translocações e (vii) libertação de indivíduos criados em cativeiro (Delibes-Mateos *et al.* 2009b).

## **1.2. Usos tradicionais do solo - importância e gestão**

Na Península Ibérica, o mosaico de habitats criado pelos usos tradicionais do solo tem vindo a beneficiar a biodiversidade local, nomeadamente o coelho-bravo. Esta heterogeneidade da paisagem é resultado da longa história de gestão humana, particularmente devido à agricultura, e característica do continente Europeu. Os sistemas agrícolas tradicionais caracterizam-se por serem bastante instáveis e a sua manutenção requer um certo grau de perturbação humana (Plieninger *et al.* 2006; Navarro e Pereira 2012). Na União Europeia, os sistemas agrícolas atingiram a sua extensão máxima na segunda metade do séc. XIX e, hoje em dia, as paisagens agrícolas cobrem cerca de 45% da área total. No início do séc. XX verificou-se um marcado declínio destes usos tradicionais com o avanço tecnológico das técnicas agrícolas (Henle *et al.* 2008). Atualmente, estas paisagens tradicionais encontram-se ameaçadas; nalgumas regiões o abandono dos terrenos, permitiu a progressão da sucessão vegetal espontânea, enquanto noutras houve uma intensificação dos usos de solo, convertendo-as em sistemas simplificados. Particularmente nos países mediterrânicos, a maior preocupação deve-se a este dualismo de gestão (Henle *et al.* 2008). Em Portugal, a longa história de intervenção humana em condições variadas de fisiografia, clima e solo, gerou múltiplos usos de solo. Assim, a contrastante estrutura agrícola, característica do País, tem vindo a limitar a perda de usos de solo tradicionais. Enquanto na região do Alentejo, o sistema extensivo de montado se encontra ameaçado pela intensificação agrícola, no Norte e Centro do País, tem-se registado o abandono das terras e a conversão em pinhais e eucaliptais. Estas alterações foram principalmente potenciadas pelo êxodo rural, conduzindo à perda de 245 000 hectares de sistemas de reduzida intensidade, nos anos 80 (Jones *et al.* 2011).

Uma componente essencial destes sistemas tradicionais é o gado, que desempenha um papel crucial moldando as paisagens europeias, mas atualmente tem-se verificado um decréscimo do número de cabeças de gado. Em Portugal, este constitui um elemento importante dos sistemas de montado, sendo dos principais produtos diretos. O montado é um sistema agro-silvo-pastoril que decorre do desbaste de florestas decíduas; ou seja, resulta da simplificação, em termos de estrutura e riqueza específica das florestas e matos mediterrânicos. Aqui, o gado desempenha também outras funções que incluem: a prevenção da colonização das pastagens por espécies arbustivas, o melhoramento da qualidade das pastagens e da fertilidade do solo, e o acelerar da reciclagem dos nutrientes (Moreno e Pulido 2009). Tradicionalmente eram usadas diferentes espécies (gado ovino, equino, caprino, suíno e bovino) de forma rotativa ao longo do ano; no entanto, hoje em dia verificam-se alterações na sua gestão como o/a: (i) abandono da transumância, (ii) aumento do tempo de permanência nas mesmas parcelas, (iii)

substituição parcial ou total do gado ovino e caprino por bovino e (iv) aumento das taxas de encabeçamento, para além dos valores considerados sustentáveis (0,2-0,4 indivíduos/ha) (Olea e San Miguel-Ayanz 2006).

As referidas alterações nos usos e gestão do solo revelam-se prejudiciais para o coelho-bravo, pois tanto o abandono como a intensificação agrícola desencadeiam alterações no habitat preferencial para a espécie; enquanto o abandono permite a invasão dos matos, a intensificação aumenta as áreas abertas reduzindo a vegetação arbustiva. Em ambos os cenários se regista uma diminuição da orla entre prados abertos e matos densos, requisito essencial à persistência da espécie. Também o montado, no atual cenário de gestão, apresenta reduzida adequabilidade para o coelho-bravo, pois o estrato arbustivo, tradicionalmente associado a estes sistemas, tem vindo a desaparecer com o aumento do número de cabeças de gado, particularmente de gado bovino (Delibes-Mateos *et al.* 2010).

### **1.3. Expansão dos ungulados silvestres – o javali (*Sus scrofa* L, 1758)**

Uma nova ameaça para coelho-bravo na Península Ibérica é o aumento excessivo das populações de ungulados silvestres, que atingem elevadas densidades principalmente em propriedades de caça intensamente geridas. Neste cenário, poderão atuar como gado causando fortes alterações nos ecossistemas (Carpio *et al.* 2015), quer ao nível da estrutura da vegetação como da dinâmica do solo (Hobbs 1996; Mohr *et al.* 2005). Estes efeitos dependem do tipo de habitat (Macci *et al.* 2012), da espécie e da pressão de herbívoros (Smit *et al.* 2001). O javali é um desses exemplos (Hone 2002; Barrios-Garcia e Ballari 2012), sendo o suídeo de distribuição mais extensa na Península Ibérica e tanto a sua densidade como distribuição têm vindo a aumentar na Europa (Acevedo *et al.* 2006b; Acevedo *et al.* 2014; Nores *et al.* 2014). Pensa-se que esse crescimento decorra de uma combinação de fatores como: (i) alterações na produtividade das florestas decíduas; (ii) alterações nos processos dispersores da espécie; (iii) alterações nas práticas agrícolas; (iv) alterações climáticas (Melis *et al.* 2006); (v) abandono das zonas rurais; (vi) implementação de medidas de gestão (e.g. ações de reintrodução, reforço populacional, suplemento alimentar) e (vii) ausência de predadores naturais na maioria da sua área de distribuição (Lopes e Borges 2004; Massei e Genov 2004; Acevedo *et al.* 2006a; Bosch *et al.* 2012). Na Península Ibérica, o principal fator promotor da expansão do javali parece ser o abandono das terras e o envelhecimento da população rural (Nores *et al.* 2014).

Apesar de ser uma espécie florestal, de forma geral, paisagens heterogêneas favorecem o aumento da densidade, graças à elevada abundância e disponibilidade de recursos alimentares naturais e de refúgios (Dardaillon 1986; Santos *et al.* 2004; Acevedo *et al.* 2006a). O javali é descrito como um omnívoro oportunista (Schley 2003; Herrero *et al.* 2005; Gimenez-Anaya *et al.* 2008), mas a matéria vegetal é claramente consumida com maior frequência e/ou em maior quantidade, chegando a perfazer 90% da sua dieta (Massei *et al.* 1996; Massei e Genov 2004; Barrios-Garcia e Ballari 2012). Tem preferência por frutos, principalmente bolotas durante o Outono e Inverno, podendo estas constituir 60 a 90% do conteúdo estomacal dos indivíduos (Herrero *et al.* 2005). A matéria animal, em percentagem de volume, constitui uma pequena fração (2% a 11%), porém é uma componente essencial, sendo consumida todo o ano (Wilcox e Van Vuren 2009; Barrios-Garcia e Ballari 2012; Ballari e Barrios-García 2014). Consome tanto invertebrados como vertebrados (Massei e Genov 2004), sendo que pequenas lebres, coelhos e crias de veados podem ser diretamente predados (Schley 2003; Ballari e Barrios-García 2014). O comportamento característico de fossar é utilizado para a procura de alimento e caracteriza-se pela quebra da camada superficial da vegetação, escavando até uma profundidade de 5 a 15cm (Welanders 2000). Alguns autores sugerem que seja possível prever o local e a intensidade com que ocorre este

comportamento, consoante a humidade do solo, declive, densidade de árvores e de arbustos (Massei e Genov 2004; Barrios-Garcia e Ballari 2012). O comportamento de fossar é responsável por alterações ao nível da composição e pH do solo, dos processos de decomposição (Mohr *et al.* 2005; Macci *et al.* 2012) e do recrutamento de várias plantas (Gómez e Hóðar 2008; Cabezas-Diaz *et al.* 2011); chega a reduzir 80% do coberto herbáceo (Massei e Genov 2004), verificando-se uma diminuição da diversidade específica e capacidade de regeneração vegetal, com implicações para a estrutura da vegetação.

Em Portugal, desde o final da Idade Média que existe uma preocupação com a conservação de grandes espécies de caça. Ao longo dos anos, o javali tem sofrido fortes flutuações populacionais, quer devido à caça excessiva como a doenças. No início dos anos 80, registou-se o aumento populacional conduzido pela redução das áreas agrícolas e consequente expansão florestal. Por outro lado, durante os primeiros anos, a reduzida pressão cinegética devido ao desinteresse na espécie, favoreceu a sua expansão. Apenas com a lei de caça nº 30/86 se registou um aumento das áreas de caça, especialmente zonas associativas e turísticas (estas últimas sobretudo dedicadas à caça maior), sendo que hoje em dia totalizam mais de 1/3 do território (Lopes e Borges 2004). Atualmente, sendo o javali uma importante espécie cinegética, algumas propriedades de caça têm vindo a implementar medidas de gestão que visam o aumento populacional da espécie (San Miguel-Ayanz *et al.* 2010). Ao longo da sua área de distribuição, a densidade populacional de javali pode variar entre 0,2-43 indivíduos/km<sup>2</sup> (Massei e Genov 2004). Bosch *et al.* (2012) estimaram para a Península Ibérica uma densidade de 0,31 ind/km<sup>2</sup> e especificamente em Portugal de 0,13 ind/km<sup>2</sup> (mínimo 0,014 - máximo 1,99).

#### **1.4. Interação entre javali e o coelho-bravo – uma nova ameaça?**

Das várias ameaças que o coelho-bravo enfrenta, uma das menos estudadas é precisamente a competição interespecífica. Porém, o tema já começa a ser abordado por alguns autores (Lozano *et al.* 2007; Bakker *et al.* 2009; Cabezas-Diaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014), nomeadamente a interação com espécies de ungulados silvestres, que têm expandido a sua distribuição nas últimas décadas. Alguns estudos verificaram que esse crescimento dificulta a recuperação das populações de coelho-bravo, nomeadamente por via da competição interespecífica (Lozano *et al.* 2007; Cabezas-Diaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014).

As interações entre espécies de herbívoros foram já extensamente estudadas, podendo estas resultar em relações de facilitação ou competição. O tipo de relação depende das características das espécies. Por isso, prevê-se que herbívoros de maior porte não compitam com os de menor, uma vez que ocupam nichos alimentares diferentes, resultado de requisitos de qualidade e quantidade alimentar distintos (Arsenault e Owen-Smith 2002). Porém, verifica-se também uma influência da produtividade do habitat: em zonas pouco produtivas, a disponibilidade de alimento de qualidade é reduzida, e os grandes herbívoros podem atuar como competidores dos pequenos herbívoros, enquanto em zonas produtivas a sua ação pode estimular a renovação de crescimento vegetal de melhor qualidade, verificando-se uma relação de facilitação (Olf e Ritchie 1998; Steen *et al.* 2005; Bakker *et al.* 2006; Bakker *et al.* 2009). A interação entre coelho-bravo e javali decorre precisamente do comportamento de forrageio deste último, podendo-se identificar dois efeitos ao nível da qualidade do habitat de alimentação para coelho. Por um lado, a redução direta da disponibilidade de alimento, devido ao consumo por parte do javali; por outro, as alterações severas na composição e estrutura do micro-habitat, que afetam indiretamente a disponibilidade e qualidade do alimento disponível para outras espécies (Cabezas-Diaz *et al.* 2011). Adicionalmente, este pode destruir as tocas de coelho-bravo, expondo a espécie a predadores. Carpio *et al.* (2014), demonstraram que os efeitos negativos do javali na abundância de coelho se deviam à

diminuição do coberto herbáceo, da proporção de leguminosas nas pastagens e ao aumento da percentagem total de solo perturbado devido aos fossados. Já as evidências de predação direta, apesar de documentadas, são ainda escassas (Schley 2003; Cabezas-Diaz *et al.* 2011).

Assim, em ecossistemas Mediterrânicos como a Península Ibérica, um dos principais desafios para a conservação da biodiversidade nas próximas décadas, será conciliar o valor económico da caça com os planos de conservação de coelho-bravo (Delibes-Mateos *et al.* 2014).

### **1.5. Objetivos e Hipóteses**

Com este estudo pretende-se averiguar o impacto potencial do javali na recuperação da população de coelho-bravo, na maior propriedade agro-silvo-pastoral do país (Companhia das Lezírias). Aqui ambas as espécies são um recurso cinegético, mas o coelho-bravo enfrenta uma situação de declínio, e representa um importante recurso para a comunidade local de predadores. Tem, por isso, um elevado valor económico, social e ecológico. Já a tendência populacional do javali é inversa. Desta forma, pretende-se testar a hipótese de que os javalis estão a condicionar o padrão de ocupação do espaço pelo coelho-bravo, levando este a evitar áreas utilizadas pelo ungulado silvestre. Para melhor responder a esta questão, estimou-se ainda a densidade de javali na área de estudo, que se prevê que seja elevada e próxima dos valores estimados por outros autores, para Portugal (Bosch *et al.* 2012). Desta forma, espera-se que os resultados contribuam para a definição de recomendações para a gestão sustentável de ambas as espécies na área de estudo.

## 2. Métodos

### 2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Companhia das Lezírias, S.A. (CL), mais concretamente na Charneca do Infantado, entre os meses de dezembro de 2015 e maio de 2016. A Companhia localiza-se na margem esquerda do Rio Tejo, 40 km a nordeste de Lisboa e é a maior exploração agropecuária e florestal do País, com 17.952 hectares, dos quais 10.983 hectares correspondem ao núcleo da Charneca. Nesta região, o clima pode ser considerado mediterrânico, caracterizado por verões secos e quentes, e invernos amenos e chuvosos. A extensão do período seco é considerável, iniciando-se em maio-junho e prolongando-se até setembro. A Charneca do Infantado caracteriza-se pela predominância de formações sedimentares, sendo os solos arenosos ou franco-arenosos, com fraca drenagem superficial, difícil infiltração e inundações periódicas. Distinguem-se também cursos de água intermitentes que perfazem mais de 35 km, apresentando caudal apenas no Inverno e com níveis elevados de precipitação (Companhia das Lezírias 2016).

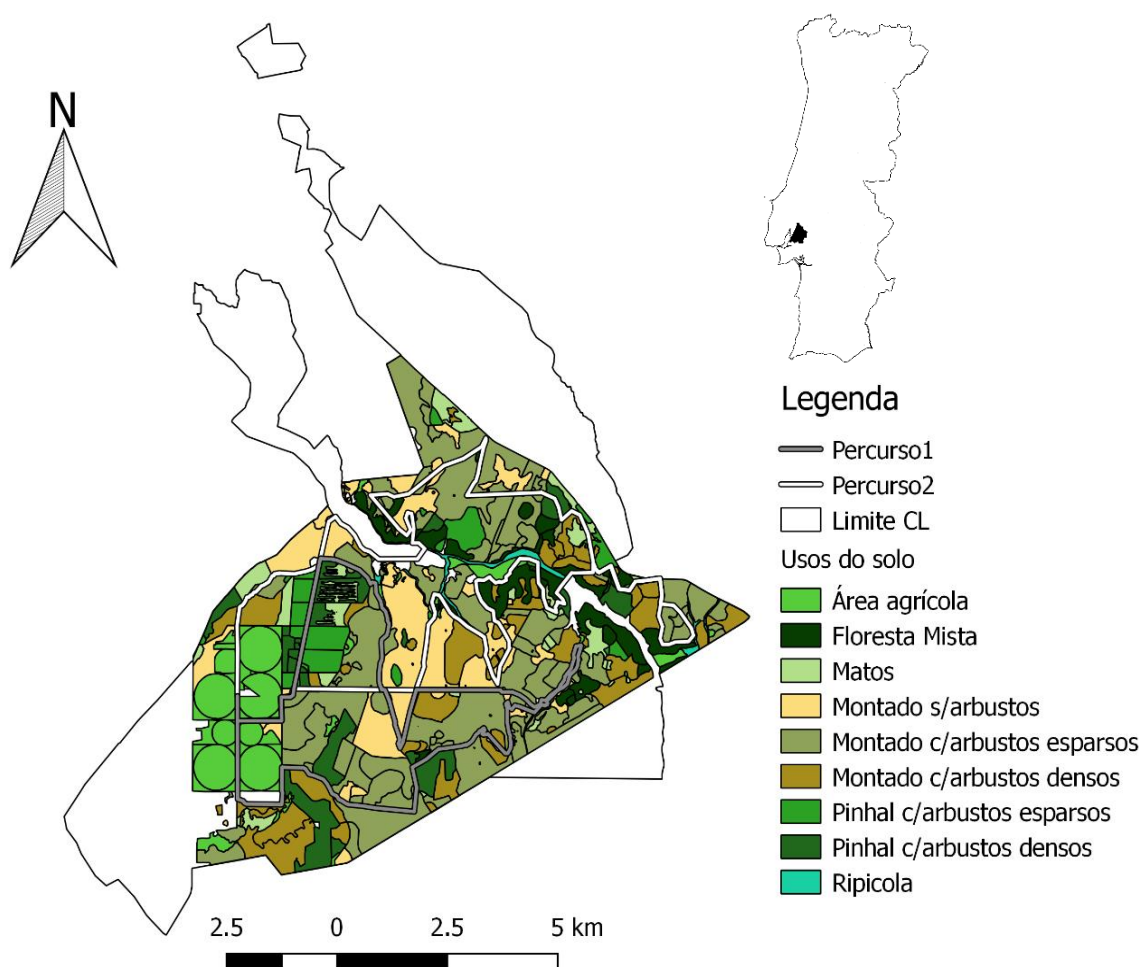


Figura 2.1 – Localização da Companhia das Lezírias e respetivos limites. Mapa dos usos de solo na Charneca do Infantado e representação dos dois percursos de farolada (Percurso1- 31km; Percurso2- 50km).

A influência antropogénica é bastante marcada e as práticas agro-silvo-pastoris adotadas resultam numa paisagem heterogénea complexa (Figura 2.1). O principal uso de solo na Charneca é o Montado de sobreiro (*Quercus suber*) com 6.700 hectares. Na área de estudo, ocorre com diferentes densidades arbustivas, o que resulta na heterogeneidade da paisagem; enquanto nalgumas áreas a densidade arbustiva é mantida a níveis muito reduzidos devido ao pastoreio e/ou atividades de desmatação, noutras é mantida a nível intermédio e associada à base das árvores. Em áreas de exclusão ao gado, o estrato arbustivo encontra-se bem desenvolvido, assemelhando-se aos habitats mediterrânicos naturais. A área de pastagem equivale a 5.898 hectares, cultivados em montado, e é utilizada para a criação biológica de gado. Este está organizado em manadas, geridas de forma rotativa entre talhões vedados de 400 hectares, desde o fim de setembro/outubro até fevereiro/março. As taxas de encabeçamento variam entre 0,5 e 1,1 cabeças/ha (Gonçalves *et al.* 2012). Na Charneca distinguem-se ainda áreas ocupadas por pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) com 1.100 hectares, pinheiro-manso (*Pinus pinea*) com 500 hectares e de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) com 150 hectares. A densidade e altura da vegetação ripícola é altamente variável, contudo num troço de 11 km, correspondente à ribeira de Vale Cobrão, exibe elevada densidade arbustiva e arbórea. A área agrícola totaliza 1.278 hectares e engloba olivais, campos de arroz e áreas de irrigação para a produção de forragem (Companhia das Lezírias 2016).

Uma parte considerável da Charneca encontra-se incluída nos limites do Sítio de Importância Comunitária do Estuário do Tejo (PTCON0009- R.C.M n.º 142/97, de 28 de agosto). Toda a área da Charneca encontra-se dividida em três zonas de caça, duas associativas (ZCA) e uma turística (ZCT). Relativamente às espécies cinegéticas na área de estudo distingue-se: o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), a lebre (*Lepus granatensis*), a perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*), o javali (*Sus scrofa*) e algumas espécies de aves migradoras. Apenas duas são relevantes para o presente estudo: o coelho-bravo e o javali. De acordo com a CL, a sua gestão é feita de forma sustentável, em parte porque a ZCT se encontra parcialmente integrada numa Zona de Proteção Especial. O coelho-bravo sofreu nos últimos anos um decréscimo acentuado principalmente devido ao surto de epizootias, mas também devido à destruição de grande parte do coberto arbustivo em vastas áreas. Em 2008 foram implementadas um conjunto de medidas como a manutenção do coberto de refúgio, proteção das tocas, adensamento da rede de comedouros e bebedouros e reforço populacional por reprodução controlada e translocações (Companhia das Lezírias 2016). Hoje em dia, mantém-se a manutenção dos comedouros e bebedouros e é feito o reforço populacional. A pressão cinegética sobre a espécie tem sido reduzida ou mesmo nula em muitas áreas. Já o javali voltou a ocorrer na região há relativamente poucos anos, tendo-se tornado uma espécie abundante, que percorre toda a zona de caça e suporta uma pressão cinegética intensa (Companhia das Lezírias 2016). No entanto, é desconhecido o tamanho populacional, uma das razões que motivou a estimar a densidade de javali no presente estudo. Atualmente a CL encontra-se incluída na Rede LTsER-Portugal (Long-Term Ecological Research), mais propriamente na Plataforma LTsER-Montado, constituindo um espaço privilegiado para estudos ecológicos de longo prazo relacionados com a estrutura e funcionamento do sistema montado (<http://www.ltsermontado.pt/>).

## **2.2. Estimativa da abundância relativa de javali**

No período de estudo, foram realizadas 5 montarias, entre novembro de 2015 e fevereiro de 2016, e durante as mesmas foi possível proceder à recolha de dados, nomeadamente: extensão da área percorrida, número de caçadores, de cães e de horas em que decorreu, número de indivíduos mortos, classe etária ( $\leq 1$  ano, 1-2 anos ou  $\geq 2$  anos) e sexo destes. Assim, foi calculado um índice de caça (IC), para cada uma das ocasiões, dado por (Honda e Kawauchi 2011):

(2.1.)

$$IC = \frac{N}{C * A}$$

em que,  $N$  se refere ao número de indivíduos abatidos,  $C$  ao número de caçadores envolvidos e  $A$  à extensão da área em  $\text{km}^2$ . Para obter a estimativa de abundância relativa de javalis para a área de estudo utilizou-se a média entre os índices de caça das montarias.

Foram também realizadas faroladas entre dezembro de 2015 e maio de 2016, com periodicidade mensal. Esta metodologia consistiu em realizar um percurso de carro, a uma velocidade de  $\pm 10\text{km/h}$ , utilizando faróis para iluminar a área circundante e detetar os indivíduos. Dada a extensão e constrangimentos da área (e.g. zonas inundadas, caminhos inutilizáveis) e da própria metodologia (e.g. velocidade) foram definidos dois percursos de forma a cobrir a maior área possível. Um dos percursos estende-se por cerca de 31 km e o outro por 50 km (Figura 2.1). Os dois percursos foram realizados em dias consecutivos, e sempre por, pelo menos, dois observadores. Para cada observação foi feito o registo do número de indivíduos observados, a classe etária ( $\leq 1$  ano, 1-2 anos ou  $\geq 2$  anos) e a distância a que se encontravam do percurso. Apesar dos percursos terem sido realizados em dias distintos, consideramos que os indivíduos não se deslocam o suficiente para serem detetados nas duas áreas amostradas, considerando-se como estimativa o número absoluto de indivíduos observados nos dois dias de farolada. Tendo em conta a sobreposição temporal entre esta amostragem e as montarias, entre dezembro e fevereiro as faroladas foram realizadas nos dias anteriores às montarias, permitindo comparar as estimativas antes e após o período de caça.

### 2.3. Amostragem de indícios de presença e caracterização da vegetação

A amostragem de indícios de presença de coelho-bravo e javali decorreu durante 4 meses (dezembro a março), tendo-se optado por uma estratégia de amostragem regular. A utilização de indícios é uma metodologia simples e pouco dispendiosa, o que permite a aplicação em áreas vastas. Ambas as espécies-alvo são corretamente identificadas através dos seus indícios, com erro mínimo e, nos estudos anteriores sobre este tema, esta foi também a opção seguida pelos autores (Lozano *et al.* 2007; Cabezas-Diaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014). Assim recorrendo à *shape* dos limites da Charneca, disponibilizada pela Companhia das Lezírias, foi definida uma grelha de amostragem de 1x1 km, criada a partir do Sistema Universal de Mercator (UTM). Como pontos de amostragem foram definidos os centróides ( $N=73$ ) destas quadrículas e um *buffer* de 25m de raio em torno destes, para a prospeção de indícios de presença das espécies-alvo. Foram realizados três eventos de amostragem, com periodicidade mensal, de forma a obter um registo em formato binário (detetado= 1, não detetado= 0) por evento. Na primeira ocasião de amostragem foi também feita a caracterização da vegetação, ao nível dos *buffers*. À semelhança de estudos anteriores (Virgós *et al.* 2003; Lozano *et al.* 2007; Cabezas-Diaz *et al.* 2011) foram selecionadas variáveis que traduzem os requisitos ecológicos das espécies-alvo, sendo estas: i) percentagem de cobertura, altura média e espécie predominante do estrato arbóreo, ii) percentagem de cobertura dos arbustos com altura inferior e superior a 50cm, incluindo os espinhosos, altura média e espécie predominante do estrato arbustivo, iii) percentagem de cobertura, altura média e ordem predominante do estrato herbáceo, iv) percentagem de cobertura do solo com manta morta, musgos/líquenes, solo nu e rocha. As estimativas foram obtidas por quadrante de forma a obter um valor médio por *buffer* e foram conduzidas sempre pelos mesmos dois observadores para reduzir o enviesamento entre amostragens.



## 2.4. Modelação ecológica

A ocupação das espécies-alvo na área de estudo foi modelada segundo Mackenzie *et al.* (2002). O principal objetivo foi identificar os fatores ambientais que influenciam a ocupação de cada espécie, de forma a simplificar o processo de modelação da interação, ao invés de produzir o melhor modelo preditivo para cada espécie. O processo de modelação envolveu duas etapas; primeiro foi determinada a influência das co-variáveis de detetabilidade na probabilidade de deteção das espécies ( $\rho$ ), mantendo a ocupação ( $\psi$ ) constante. Após determinar o melhor modelo (mais parcimonioso) explicativo da probabilidade de deteção, este foi mantido e testadas as variáveis de ocupação, segundo hipóteses ecologicamente significativas (Richmond *et al.* 2010).

Tabela 2.1- Descrição dos parâmetros do modelo de ocupação para duas espécies, estação única, de Mackenzie *et al.* (2004, 2006), segundo a parametrização de Richmond *et al.* (2010).

Parâmetro	Definição
$\psi_A$	Probabilidade de ocupação pela espécie A
$\psi_{Ba}$	Probabilidade de ocupação pela espécie B, estando A ausente
$\psi_{BA}$	Probabilidade de ocupação pela espécie B, estando A presente
$\rho_A$	Probabilidade de deteção da espécie A, estando B ausente
$\rho_B$	Probabilidade de deteção da espécie B, estando A ausente
$r_A$	Probabilidade de deteção da espécie A, estando B presente
$r_{BA}$	Probabilidade de deteção da espécie B, estando ambas presentes e sendo a espécie A detetada
$r_{Ba}$	Probabilidade de deteção da espécie B, estando ambas presentes e não sendo a espécie A detetada

De seguida, recorrendo ao modelo de ocupação duas espécies, estação única, desenvolvido por Mackenzie *et al.* (2004, 2006), foi testada a interação entre coelho-bravo e javali, segundo a parametrização de Richmond *et al.* (2010) (Tabela 2.1). Este incorpora a possibilidade de deteções imperfeitas e permite estimar um fator de interação (*species interaction factor* - SIF), que se refere à razão da probabilidade de as duas espécies co-ocorrerem comparativamente com o esperado segundo a hipótese de independência. Assim, um valor de SIF inferior a 1 indica a exclusão de uma espécie pela presença da outra, superior a 1 indica a co-ocorrência das espécies e igual a 1 indica que ocorrem independentemente. O javali foi sempre considerado a espécie dominante (espécie A) e o coelho-bravo a subordinada (espécie B). O processo envolveu três etapas; na primeira, foram testados diferentes cenários de interação entre as espécies, construindo modelos que testassem se a ocupação por coelho (B) é condicionada pela presença de javali (A), e se a probabilidade de deteção de indícios de coelho é condicionada pela presença de javali (Robinson *et al.* 2014) (Tabela 2.2). De seguida, foram testadas as co-variáveis de detetabilidade e ocupação, identificadas como significativas a partir dos melhores modelos de ocupação por coelho-bravo e javali.

Tabela 2.2- Descrição dos modelos utilizados para testar a interação entre a espécie B e A, condicionando os parâmetros de detetabilidade e ocupação.

Modelos	Ocupação	Detetabilidade
$\psi$ (independente), $\rho$ (independente)	$\Psi_B = \Psi_{BA} = \Psi_{Ba}$	$\rho_A = r_A$ ; $\rho_B = r_{BA} = r_{Ba}$
$\psi$ (condicionada), $\rho$ (independente)	$\Psi_B = \Psi_{BA} \neq \Psi_{Ba}$	$\rho_A = r_A$ ; $\rho_B = r_{BA} = r_{Ba}$
$\psi$ (independente), $\rho$ (condicionada)	$\Psi_B = \Psi_{BA} = \Psi_{Ba}$	$\rho_A = r_A$ ; $\rho_B \neq r_{BA} = r_{Ba}$
$\psi$ (condicionada), $\rho$ (condicionada)	$\Psi_B = \Psi_{BA} \neq \Psi_{Ba}$	$\rho_A = r_A$ ; $\rho_B \neq r_{BA} = r_{Ba}$

### 2.4.1. Co-variáveis

Foram selecionadas seis co-variáveis ambientais potencialmente influenciadoras da detetabilidade dos indícios das espécies-alvo no campo. Estas relacionam-se com a percentagem de cobertura do solo e da vegetação, e a altura desta (Anexo 8.1). Considerando os requisitos ecológicos das espécies, descritos na literatura (Dardaillon 1986; Virgós 2002; Virgós *et al.* 2003; Fernandez 2005; Acevedo *et al.* 2006a; Bakker *et al.* 2009), foram também selecionadas co-variáveis para modelar a ocupação, relacionadas com a disponibilidade de refúgios, alimento e perturbação. Estas foram estimadas para um *buffer* de 100 metros de raio em volta dos centróides, o que corresponde à área vital média para coelho-bravo (Fernandez 2005). No entanto, considerando a área vital (7,5-35 km<sup>2</sup>) e extensão dos movimentos diários do javali (Santos *et al.* 2004; Bobek 2014), o *buffer* selecionado reflete a utilização do espaço pela espécie ainda que não a ocupação. Tal não invalida os resultados, mas deve ser considerado na sua interpretação. O cálculo das co-variáveis de ocupação foi realizado em ambiente SIG, recorrendo ao mapa de usos do solo produzido por Gonçalves *et al.* (2012) e posteriormente atualizado (Santos 2014). Foram selecionadas dez variáveis, resultantes da reclassificação do mapa de usos de solo (Anexo 8.1). Para ambas as espécies foram selecionadas variáveis referentes à densidade do sub-coberto (e.g. área arbustiva densa, esparsa e nula) e cobertura florestal (e.g. montado e pinhal). Especificamente para javali foi também selecionada a diversidade da paisagem e distância à vegetação ripícola. Quanto à disponibilidade alimentar, será potencialmente importante para ambos a presença de pastagens (ausência de estrato arbustivo) e a distância a áreas agrícolas, enquanto exclusivamente para coelho-bravo foi selecionada a distância aos alimentadores e para javali a disponibilidade de bolotas (área de montado). Como variável de perturbação foi apenas selecionada a pressão de pastoreio, pois as restantes atividades de gestão refletem-se principalmente na estrutura da paisagem.

A associação entre as co-variáveis ambientais foi testada utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, quer para o conjunto de variáveis de detetabilidade como para as de ocupação. Foi definida como uma correlação significativa quando o coeficiente excedia 0,7; sempre que tal se verificou, foi selecionada a variável com maior relevância ecológica para a espécie. Para as variáveis de detetabilidade verificou-se que a cobertura herbácea estava correlacionada com a cobertura em manta morta, altura e cobertura do estrato arbustivo, sendo que as duas últimas estavam também correlacionadas entre si. Assim, para modelar a detetabilidade foram apenas utilizadas a cobertura arbustiva, altura do estrato herbáceo, cobertura em manta morta e solo nu. As co-variáveis utilizadas no processo de modelação foram convertidas em z-scores, para facilitar a interpretação dos coeficientes.

### 2.4.2. Seleção dos modelos

Uma vez que a seleção do melhor modelo não garante a seleção de um bom modelo foi determinado o *goodness of fit* para o modelo global de coelho-bravo e de javali, respetivamente. Para tal, utilizou-se o *Pearson Chi-Square*, e se o modelo não se mostrar adequado aos dados ( $p\text{-value} < 0,05$ ) é utilizado um parâmetro de sobre dispersão ( $\hat{c}$ ) para corrigir as estimativas e a versão *quasi-likelihood* do critério de informação de Akaike para amostras pequenas (QAICc) para a seleção dos modelos (MacKenzie e Bailey 2004). Se, por outro lado, se mostrar adequado ( $p\text{-value} > 0,05$ ), a seleção é feita usando o critério de seleção de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc). Entre os modelos gerados (candidatos), este critério é utilizado para selecionar os melhores modelos, ou seja, que apresentam  $\Delta\text{AICc}$  ou  $\Delta\text{QAICc} \leq 2$ . Admite-se que estes são significativamente suportados e que as variáveis incluídas são bons preditores da variável dependente. Os melhores modelos são comparados com o respetivo modelo nulo,  $\psi(\cdot)$ ,  $\rho(\text{melhor modelo})$ . Para determinar a importância relativa de cada um destes modelos foi

utilizado o peso de Akaike ( $\omega_i$ ), ou seja, o peso das evidências em favor do modelo ser o mais parcimonioso no conjunto. Se um único modelo não apresentar  $\omega_i > 0,9$ , os restantes com  $\Delta AICc$  ou  $\Delta QAICc \leq 2$  devem ser igualmente considerados (Burnham e Anderson 2002). Foi averiguada a influência das co-variáveis recorrendo ao intervalo de confiança (IC) de 90%, sendo o seu efeito considerado significativo quando este intervalo não se sobrepõe a zero. Os modelos e a análise foram desenvolvidos no software PRESENCE 11.3 (Hines 2016).

### 3. Resultados

O *goodness of fit* do modelo global de coelho-bravo indicou sobre dispersão (p-value = 0,036;  $\hat{c} = 2,12$ ), enquanto para o modelo global de javali se confirmou a adequabilidade (p-value = 0,631;  $\hat{c} = 0,74$ ). Entre os modelos candidatos (Anexo 8.2 e 8.3) gerados para coelho-bravo e javali foi possível identificar, a partir dos melhores modelos, os principais fatores ambientais influenciadores da detetabilidade e promotores da ocupação por cada uma das espécies (Tabela 3.1).

Tabela 3.1- Análise dos melhores modelos ( $\Delta QAICc \leq 2$  ou  $\Delta AICc < 2$ ) de ocupação ( $\Psi$ ) por coelho-bravo e javali na Companhia das Lezírias.

Espécie	Modelo	K	QAICc	$\Delta QAICc$	AICw
<b>Coelho-bravo</b>					
	$\Psi (.), \rho (.)$	4	102,54	0	0,22
	$\Psi (D\_agri), \rho (.)$	5	103,26	0,72	0,16
	$\Psi (Pinhal), \rho (.)$	5	104,18	1,64	0,10
	$\Psi (A\_Denso), \rho (.)$	5	104,44	1,90	0,09
	$\Psi (P\_Past), \rho (.)$	5	104,54	2,00	0,08
<b>Javali</b>					
	$\Psi (.), \rho (MM * A\_Herb)$	4	283,75	0	0,20
	$\Psi (Pinhal), \rho (MM * A\_Herb)$	5	284,11	0,36	0,16
	$\Psi (D\_Rip), \rho (MM * A\_Herb)$	5	284,74	0,99	0,12
	$\Psi (P\_Past), \rho (MM * A\_Herb)$	5	285,08	1,33	0,10
	$\Psi (Montado), \rho (MM * A\_Herb)$	5	285,40	1,65	0,09

Tabela 3.2- Estimativa média dos coeficientes beta ( $\pm EP = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ ) e respetivos intervalos de confiança (IC) de 90%, das variáveis incluídas nos melhores modelos de ocupação de javali e coelho-bravo na Companhia das Lezírias. As variáveis consideradas significativas surgem com \*.

<b>Coelho-bravo</b>				<b>Javali</b>		
	Coefficiente $\pm EP$	IC <sub>inf</sub>	IC <sub>sup</sub>	Coefficiente $\pm EP$	IC <sub>inf</sub>	IC <sub>sup</sub>
<b>A_Herb</b>	-	-	-	$-0,35 \pm 0,17^*$	-0,63	-0,06
<b>MM</b>	-	-	-	$-0,66 \pm 0,24^*$	-1,05	-0,27
<b>Pinhal</b>	$0,38 \pm 0,4$	-0,28	1,04	$-0,71 \pm 0,4^*$	-1,36	-0,05
<b>Montado</b>	-	-	-	$0,52 \pm 0,66$	-0,56	1,61
<b>D_Rip</b>	-	-	-	$-0,72 \pm 0,38^*$	-1,34	-0,07
<b>P_Past</b>	$-0,23 \pm 0,42$	-0,92	0,45	$0,75 \pm 1,06$	-1	2,5
<b>D_Agri</b>	$-0,57 \pm 0,34^*$	-1,12	-0,01	-	-	-
<b>A_Densa</b>	$0,35 \pm 0,39$	-0,29	1	-	-	-

#### 3.1. Ocupação do espaço por coelho-bravo

O coelho-bravo foi detetado em 26 dos 73 pontos de amostragem ( $\approx 36\%$ ), com uma probabilidade de ocupação de 0,356. A partir do modelo médio de ocupação registou-se um aumento da estimativa de probabilidade de ocupação ( $\psi = 0,47 \pm 0,09$ ), com uma estimativa de probabilidade de deteção reduzida ( $\rho = 0,44 \pm 0,02$ ). Entre os modelos candidatos (Anexo 8.2) verificou-se que a detetabilidade de coelho

não foi melhor modelada por nenhuma das co-variáveis utilizadas, sendo o modelo nulo o mais explicativo. Entre os modelos candidatos gerados para a ocupação (Anexo 8.3) distinguem-se 5 com  $\Delta\text{QAICc} < 2$ . Porém, nenhum se destaca como o melhor modelo, uma vez que  $\omega_i < 0,9$  e, com tal, recorreu-se ao modelo médio para determinar a influência das co-variáveis. Entre estas, apenas a distância a áreas agrícolas se revelou estatisticamente significativa. Verifica-se que esta distância tem uma influência negativa na ocupação por coelho-bravo (Tabela 3.2), ou seja, a espécie mostra-se ausente à medida que a distância a estas áreas aumenta. Novamente, o modelo nulo para a ocupação da espécie surge como o mais explicativo no conjunto dos modelos gerados.

### 3.2. Estimativa da abundância relativa de javali

Os dados de caça obtidos para cada montaria encontram-se resumidos na tabela 3.3. Ao longo deste período de caça foram capturados 131 indivíduos e estiveram envolvidos 225 caçadores. O índice de caça médio foi  $0,14 \pm 0,05$  ind/caçador/km<sup>2</sup> e a partir deste foi possível estimar o número de indivíduos para a área de estudo (109,83 km<sup>2</sup>). Assim, obteve-se a estimativa média de  $6,07 \pm 1,96$  ind/km<sup>2</sup>, o que equivale a 667 indivíduos ( $\pm 215,77$ ) para a totalidade da Charneca.

Tabela 3.3 - Dados de caça registados para cada montaria e respetivo índice de caça (IC), calculado em função do número de indivíduos caçados, número de caçadores envolvidos e extensão da área onde decorreu a montaria. Cálculo da média e erro-padrão (EP) para cada parâmetro.

Montaria	Nº indivíduos	Nº caçadores	Área (km <sup>2</sup> )	IC
<i>18-Nov-2015</i>	20	53	8,23	0,04
<i>16-Dez-2015</i>	27	38	5,85	0,12
<i>20-Jan-2016</i>	38	54	7,4	0,09
<i>10-Fev-2016</i>	29	37	6,5	0,12
<i>24-Fev-2016</i>	17	43	1,24	0,32
<b>Total</b>	131	225	29,22	-
<b>Média ± EP</b>	$26,2 \pm 3,68$	$45 \pm 3,62$	$5,84 \pm 1,22$	$0,14 \pm 0,05$

Tabela 3.4 - Número absoluto de indivíduos observados (N) e por km, em cada evento de farolada, antes e após a época de montarias. Respetiva média e erro-padrão (EP) de cada parâmetro.

Antes			Após		
Farolada	N	N/Km	Farolada	N	N/Km
<i>Dez-2015</i>	16	0,19	<i>Mar-2016</i>	0	0
<i>Jan-2016</i>	12	0,15	<i>Abr-2016</i>	19	0,23
<i>Fev-2016</i>	16	0,19	<i>Mai-2016</i>	7	0,08
<b>Total</b>	44	-		26	-
<b>Média ± EP</b>	$16,67 \pm 1,33$	$0,18 \pm 0,02$		$8,67 \pm 5,55$	$0,11 \pm 0,07$

Já no que se refere às faroladas, cujos resultados para as amostragens pré e pós montaria se encontram resumidos na tabela 3.4, devido ao reduzido número de observações não foi possível aplicar métodos de estimativa de densidade (e.g. *Distance Sampling*) e, por isso, foi apenas calculado o número de

indivíduos por km. Verifica-se que na amostragem pré-montaria foram observados mais indivíduos (N= 44) do que após (N= 26), o que se reflete no valor médio de indivíduos observados por quilómetro. No entanto, a diferença entre a média dos dois períodos não é acentuada. Por outro lado, o erro-padrão do número médio de indivíduos observados no primeiro período é mais reduzido ( $EP = \pm 1,33$ ) do que após o mesmo ( $EP = \pm 5,55$ ), indicando que as observações se tornaram mais inconsistentes. Porém, o número mais elevado de indivíduos observados numa única amostragem (N=19) registou-se após as montarias.

### 3.3. Ocupação do espaço por javali

O javali foi detetado como presente em 58 ( $\approx 80\%$ ) dos 73 pontos de amostragem, obtendo uma probabilidade de ocupação de 0,795. O modelo de ocupação médio permitiu obter um aumento da estimativa de ocupação ( $\Psi = 0,91 \pm 0,05$ ), com uma estimativa de probabilidade de deteção de  $\rho = 0,57 \pm 0,02$ . Entre os modelos candidatos para a detetabilidade (Anexo 8.2), o melhor poder explicativo foi obtido em função da percentagem de cobertura em manta morta e da altura do estrato herbáceo. Ambas as variáveis apresentam uma influência negativa significativa (Tabela 3.2) na detetabilidade de indícios de javali. Entre os modelos candidatos para a ocupação (Anexo 8.3), destacam-se 5 com  $\Delta AIC_c < 2$  (Tabela 3.1). Novamente foi considerado o modelo médio para determinar a influência das co-variáveis e apenas o pinhal e a distância à vegetação ripícola se revelaram estatisticamente significativas, ambas com influência negativa no padrão de ocupação por javali (Tabela 3.2). Entre estes, o modelo nulo para a ocupação surge com um  $\Delta AIC_c$  de 0.

### 3.4. Interação entre coelho-bravo e javali

Da análise conjunta dos dados de presença de coelho-bravo e javali verifica-se que o primeiro foi detetado em cerca de 40% dos pontos onde javali se encontrava presente, ocorrendo isoladamente apenas em 3 dos 26 pontos de amostragem onde foi detetado (12%).

Tabela 3.5 - Análise dos modelos candidatos para a interação entre coelho-bravo e javali na Companhia das Lezírias, assumindo cenários distintos de detetabilidade ( $\rho$ ) e ocupação ( $\Psi$ ), e o respetivo valor de SIF.

Modelos	K	AIC	$\Delta AIC$	$AIC_w$	SIF
$\Psi$ (independente) $\rho$ (condicionada)	5	486,82	0	0,48	1
$\Psi$ (condicionada) $\rho$ (condicionada)	6	488,07	1,25	0,25	$0,83 \pm 0,13$
$\Psi$ (independente) $\rho$ (independente)	4	489,1	2,28	0,16	1
$\Psi$ (condicionada) $\rho$ (independente)	5	489,96	3,14	0,10	$1,1 \pm 0,07$

Recorrendo ao modelo de ocupação para duas espécies, na primeira etapa da modelação, foram testados diferentes cenários nulos da interação entre ambas as espécies; nomeadamente se a presença de javali condiciona a ocupação por coelho-bravo e a detetabilidade dos indícios deste último (Tabela 3.5). Os dois melhores modelos, que se destacaram nesta análise ( $\Delta AIC < 2$ ), indicam que a detetabilidade de indícios de coelho-bravo é condicionada pela presença de javali, sendo a probabilidade de deteção mais elevada quando javali se encontra presente (1º modelo:  $\rho_B = 0,166$  vs  $rBA = 0,575$ ; 2º modelo:  $\rho_B = 0,08 \pm 0,06$  vs  $rBA = 0,58 \pm 0,07$ ). Relativamente à ocupação, o melhor modelo indica que a ocupação por coelho-bravo não é condicionada pela presença de javali, sendo que o valor de  $SIF=1$  indica que as espécies ocorrem independentemente na área de estudo. A estimativa de ocupação por javali foi de  $\Psi = 0,86 \pm 0,05$  e por coelho-bravo de  $\Psi = 0,43 \pm 0,07$ . O segundo melhor modelo deve ser igualmente

considerado e, neste caso, a ocupação de coelho-bravo é condicionada pela presença de javali. Apesar do valor de SIF não ser muito distante de 1, este é inferior indicando que a probabilidade de ocorrência de coelho quando javali está presente é inferior, ou seja, verifica-se uma tendência para o coelho evitar essas áreas.

Recorrendo às variáveis identificadas como significativas para cada uma das espécies, procedeu-se à modelação da interação, sendo que em termos de detetabilidade, os modelos que assumem condicionalidade entre a deteção de indícios de coelho e a presença/ausência de javali tiveram, no geral, um desempenho mais elevado do que os que assumem independência (Anexo 8.4), surgindo com um peso de Akaike acumulado ( $w_+$ ) de 0,65 (Tabela 3.6). Verificou-se que a probabilidade de deteção de indícios de coelho tende a ser mais elevada quando o javali se encontra presente ( $\rho_B = 0,17 \pm 0,13$  vs  $rBA = 0,57 \pm 0,07$ ). Relativamente à ocupação, os modelos que assumem independência na ocorrência das duas espécies tiveram melhor desempenho, de forma geral, com um peso de Akaike acumulado de 0,59. Nomeadamente os modelos que assumem independência na ocupação, mas detetabilidade condicionada, apresentam maior suporte (Tabela 3.6). No entanto, o cenário de exclusão de coelho-bravo por presença de javali não é totalmente descartado, surgindo entre os melhores modelos e com um peso de Akaike acumulado de 0,22 (SIF =  $0,83 \pm 0,01$ ). Por outro lado, comparativamente com os respetivos modelos nulos, a utilização de co-variáveis apresentou maior valor explicativo, surgindo o pinhal e a distância a áreas agrícolas como as melhores variáveis explicativas (Anexo 8.4).

Tabela 3.6 - Suporte relativo ( $w_+$ ) das diferentes formulações dos modelos de ocupação duas espécies em que a detetabilidade dos indícios e ocupação de coelho-bravo podem ser condicionais ou independentes da presença de javali.  $N$  indica o número de modelos candidatos construídos com a correspondente formulação dos parâmetros e  $w_+$  refere-se à soma do peso de Akaike ( $\omega_i$ ) dos modelos candidatos correspondentes ao respetivo cenário testado.

<b>Efeito da presença do javali na ocupação por coelho-bravo</b>	<b>Efeito da presença do javali na detetabilidade de indícios de coelho-bravo</b>	<b><math>N</math></b>	<b><math>w_+</math></b>
Independente	Condicionada	7	0,42
Condicionada	Condicionada	7	0,22
Condicionada	Independente	7	0,18
Independente	Independente	7	0,17

## 4. Discussão

Sendo o coelho-bravo uma espécie-chave nos ecossistemas mediterrânicos, compreender o seu padrão de ocupação em paisagens heterogêneas e intensamente geridas, como a área de estudo, torna-se particularmente relevante. Nomeadamente, porque é precisamente nestas áreas que se tem registado a recuperação populacional da espécie (Beja *et al.* 2009; Delibes-Mateos *et al.* 2009b). Por outro lado, permite direcionar os esforços de gestão. No cenário de declínio atual é também crucial a identificação de potenciais ameaças, como a expansão de ungulados silvestres (e.g. javali), nomeadamente em zonas como a área de estudo, em que a gestão de ambas as espécies pode entrar em conflito (Lozano *et al.* 2007; Delibes-Mateos *et al.* 2014).

### 4.1. Estimativa da abundância relativa de javali

Entre os diferentes métodos para estimativas populacionais de javali, os índices de caça são considerados o melhor método considerando a relação custo-benefício (Acevedo *et al.* 2014). No entanto, alertam para a necessidade de ponderar nas mesmas a influência de fatores como a intensidade e eficácia dos métodos de caça, as condições climáticas, a estrutura da vegetação e a cooperação dos caçadores (Cattadori *et al.* 2003; Acevedo *et al.* 2009). Para reduzir o erro, este método deve ser aplicado a vastas áreas de amostragem e recorrendo a um longo historial de registo (Engeman *et al.* 2013). O índice utilizado pressupõe que não há saturação da caça, ou seja, numa dada área os indivíduos não são todos caçados. Por outro lado, o fato de ser utilizado suplemento alimentar para atrair os javalis para a área de montaria, influencia fortemente estas estimativas. Por isso, o índice calculado apresenta um elevado erro associado, servindo apenas como um indicador da tendência populacional. Na área de estudo verificou-se que a estimativa ( $6,07 \pm 1,96$  ind/km<sup>2</sup>) foi superior tanto ao valor médio (0,13 ind/km<sup>2</sup>) como ao valor máximo (1,99 ind/km<sup>2</sup>) estimados por Bosch *et al.* (2012) para Portugal Continental. Isto poderá decorrer de, no presente estudo, a amostra e extensão da área onde foram recolhidos os dados serem reduzidos. Por outro lado, no estudo de Bosch *et al.* (2012) os dados utilizados reportam a 2006-2007 e são recolhidos ao nível do distrito. Já neste estudo a escala é local e o fato de ser uma área adequada onde a espécie é explorada para a caça pode justificar o elevado efetivo populacional. Assim, pôde-se confirmar o cenário de expansão de javali na área de estudo, potencialmente comprometedor da recuperação de coelho-bravo.

As observações em farolada não permitiram estimar a densidade devido ao reduzido número de observações. Tal é consequência quer das características da espécie (e.g. hábitos secretivos, preferência por vegetação densa, ausência de um *tapetum lucidum* refletor - camada de tecido ocular, comum a muitos vertebrados, que aumenta a disponibilidade de luz para os fotorreceptores) que dificultam a deteção, como dos fatores climáticos que influenciam o comportamento (Keuling *et al.* 2008). Por outro lado, também a caça parece ter tido influência pois, após o período de montarias, não só o número total de indivíduos observados foi inferior, como seria expectável, como houve uma elevada flutuação do número de observações por evento. Tal pode ser consequência da utilização de suplemento alimentar durante o período de montarias, para atrair os indivíduos a certas áreas, o que terá aumentado a probabilidade de observação comparativamente ao período pós-montaria. Novamente, este é um fator de confusão e enviesamento dos dados.



## 4.2. Ocupação e interação entre coelho-bravo e javali

A utilização dos modelos de ocupação permite maior robustez dos resultados obtidos durante as amostragens de campo pois consideram a possibilidade de detecções imperfeitas utilizando este parâmetro como um fator de correção das estimativas de ocupação. Nomeadamente para espécies com reduzida detetabilidade esta condicionante pode ser crítica (Richmond *et al.* 2010). No presente estudo, a sua utilização provou-se benéfica, principalmente para a modelação da ocupação por coelho-bravo, uma vez que a presença detetada no campo foi bastante reduzida ( $\Psi = 0,356$ ). Tal era expectável devido à situação de declínio populacional que se regista na área. Por outro lado, o tipo de indícios utilizados para identificar a presença da espécie justifica a sua reduzida detetabilidade, pois os dejetos de coelho-bravo caracterizam-se por serem pequenos, redondos, com 1 cm de diâmetro e de coloração muito próxima dos solos arenosos que caracterizam a área de estudo. Sendo uma espécie social, as elevadas densidades formam grupos discretos utilizando latrinas comunitárias; porém, na presente situação populacional, estas latrinas de grandes dimensões são raras dificultando a detecção no campo. No caso do javali, confirmou-se a sua elevada ocupação na área de estudo, apesar da reduzida detetabilidade. A probabilidade de ocupação próxima de 1 reflete a tendência de expansão em que a espécie se encontra por todo o País (Lopes e Borges 2004) e também reportada para a área de estudo.

Através do modelo de ocupação que integra em simultâneo informação para as duas espécies (Mackenzie *et al.* 2004, 2006) foi possível averiguar uma interação potencial entre estas, apesar da reduzida ocorrência de coelho-bravo. Da análise preliminar dos diferentes cenários de interação verificou-se que, para os dois melhores modelos, a probabilidade de detecção de indícios de coelho foi mais elevada quando javali se encontrava presente. Isto poderá decorrer das fossadas de javali que, em zonas de vegetação densa, criam áreas abertas onde a visibilidade (leia-se detetabilidade) é maior. Relativamente à ocupação, o melhor modelo indica que as espécies ocorrem independentemente na área de estudo, o que é suportado pelo valor de SIF de 1. Já o segundo melhor modelo vai de encontro à hipótese colocada no presente estudo, com o valor de SIF inferior a 1 indicando um potencial efeito negativo da presença do javali na ocupação por coelho-bravo. Também com a inclusão das co-variáveis verifica-se que o cenário mais plausível para a área de estudo é precisamente a independência na ocorrência das duas espécies, sendo os modelos com esta formulação os que apresentam maior peso das evidências. Considerando a situação populacional fragilizada do coelho-bravo este resultado não é totalmente inesperado. Os surtos de epizootias são apontados como a principal ameaça a esta espécie, sendo por isso expectável que seja o principal fator a condicionar o padrão de ocorrência de coelho-bravo. Fernandez (2005) alertou para a importância das interações doença-hospedeiro e como estas podem moldar o padrão espacial de densidade da espécie, sobrepondo-se ao efeito de outros fatores. Assim, é expectável que o efeito da interação seja atenuado e, por isso, menos evidente. Por outro lado, a larga distribuição do javali, presente em praticamente toda a área, também constitui uma limitação para a identificação de uma interação entre as espécies. Por fim, os modelos condicionais, indicativos de exclusão ( $SIF < 1$ ), tiveram algum suporte surgindo entre os 10 melhores modelos. Apesar do impacto do javali na área de estudo não ser limitativo para o coelho-bravo poderá potencialmente dificultar a recuperação populacional da espécie. Esse efeito poderá ainda ser mais intenso em períodos de expansão populacional, e.g. entre surtos de epizootias ou durante a época de reprodução.

A detetabilidade de indícios de coelho-bravo não foi melhor modelada por nenhuma variável, a probabilidade de detecção de indícios de javali foi inferior em áreas de vegetação herbácea alta e com elevada cobertura de manta morta. Apesar dos indícios de javali serem mais conspícuos, principalmente as fossadas, os dejetos e as pegadas podem ser difíceis de detetar, principalmente nestas condições que diminuem a visibilidade no campo. No que se refere ao padrão de ocupação por coelho-bravo já vários autores demonstraram a estreita relação entre a estrutura do habitat e a distribuição e abundância da

espécie. Particularmente a orla entre pastagens naturais abertas e zonas arbustivas densas satisfaz os requisitos da espécie em termos de disponibilidade de refúgios e de alimento (Virgós *et al.* 2003; Fernandez 2005; Delibes-Mateos *et al.* 2009a). Porém, na área de estudo não se confirmou esta hipótese pois apesar das zonas arbustivas densas terem sido incluídas num dos melhores modelos, esta não se revelou significativa. Seria também expectável um efeito negativo do gado uma vez que o pastoreio intensivo causa fortes perturbações ao nível do solo e vegetação, nomeadamente em solos pouco produtivos (Olf e Ritchie 1998; Virgós *et al.* 2003), mas a variável de pressão de pastoreio também não revelou uma influência significativa. Entre as variáveis incluídas nos melhores modelos apenas a distância a áreas agrícolas foi significativa, verificando-se maior probabilidade de ocorrência da espécie nestas zonas.

Sendo nativo da Península Ibérica, uma região marcada por uma longa história de exploração agrícola, o coelho-bravo é dependente das paisagens tradicionais, utilizando as culturas agrícolas como fonte de alimento e a vegetação natural marginal como refúgio e local de reprodução. Em ambientes mediterrânicos, caracterizados por marcadas flutuações na produção primária anual, as culturas constituem um importante recurso alimentar (Calvete *et al.* 2004b; Barrio *et al.* 2013). Também nestas áreas os predadores encontram-se mais expostos e são áreas de conflito humano, verificando-se menor pressão de predação sobre o coelho. Como vegetação marginal de refúgio poderá estar a atuar o pinhal pois, na área de estudo, este apresenta maioritariamente vegetação arbustiva densa e solos arenosos adequados para a construção de tocas. Tal poderia justificar a inclusão desta variável num dos melhores modelos de ocupação, no entanto o seu efeito não é claro. O fato do modelo nulo surgir como o melhor modelo leva a considerar a existência de outras variáveis que poderão explicar melhor o padrão de ocupação por coelho-bravo, nomeadamente os surtos de epizootias, como foi já referido. Porém, relativamente a estes, não existem dados robustos nem espacialmente explícitos que pudessem ser incluídos na análise. Muito provavelmente o padrão de ocupação é, primeiramente, resultado do contexto espacial dos focos de virulência e resistência na população de coelho-bravo (Fernandez 2005); secundariamente, os núcleos de resistência serão suportados pelos atributos do habitat, com especial importância das zonas de alimentação (Calvete *et al.* 2004), mas também de refúgio (Lombardi *et al.* 2007).

Os atributos da paisagem, incluídos nos melhores modelos de ocupação de javali são suportados pelos resultados de outros autores (Dardaillon 1986; Focardi *et al.* 2000; Santos *et al.* 2004; Bosch *et al.* 2012). Principalmente a vegetação ripícola foi identificada como um fator importante, tendo-se verificado que o javali tende a utilizar áreas mais próximas desta. Numa matriz altamente intervencionada, a vegetação ripícola é um local de refúgio privilegiado, utilizado sobretudo para descanso diurno, não só devido ao elemento protetor que providencia relativamente ao homem, mas também como resposta comportamental aos extremos climáticos (Virgós 2002; Santos *et al.* 2004). Já o pinhal surge como uma área menos utilizada por javali. Sendo uma espécie florestal, seria expectável que utilizasse também estas áreas, no entanto, a predominância de arbustos rasteiros poderá diminuir a adequabilidade do mesmo para a espécie. A influência do montado foi não significativa, mas seria expectável uma associação forte entre a utilização por javali e este habitat, dada a disponibilidade de bolotas, o principal item alimentar da dieta desta espécie (Massei *et al.* 1996; Welander 2000; Massei e Genov 2004). Porém, deve-se considerar que a produção de bolota é bianual, sendo que em 2015 se registou fraca produção, o que terá impacto na população de javali (Ostfeld e Keesing 2000). Apesar da pressão de pastoreio surgir entre os melhores modelos, não existem evidências na bibliografia de uma relação, e também no presente estudo não foi confirmada uma influência significativa. Novamente o modelo nulo destacou-se como o melhor modelo; no entanto, considerando a elevada ocupação do javali na área de estudo e a plasticidade da espécie (Santos *et al.* 2004), a relação com atributos específicos do habitat será menos determinista. Ou seja, os modelos uni-variados testados não serão suficientemente explicativos do

padrão de ocupação, sendo este influenciado por vários fatores, o que se traduziria em modelos mais complexos (multivariados).

Apesar das evidências em favor da hipótese de que os javalis impactam a recuperação populacional de coelho-bravo não serem fortes, o cenário de exclusão obteve algum suporte. Esta hipótese foi já confirmada por outros autores (Lozano *et al.* 2007; Cabezas-Diaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014), no entanto, considerando a reduzida ocupação por coelho-bravo, moldada potencialmente pelos surtos de virulência, entende-se que a interação com o javali não seja evidente, já que o mesmo se verificou para a influência dos atributos do habitat na ocupação por coelho. De acordo com outros estudos, o impacto do javali parece advir principalmente das fossadas, pois estas alteram a estrutura e composição da vegetação, elementos importantes para a distribuição e abundância de coelho-bravo. Em elevada densidade, o javali altera as propriedades químicas do solo, diminuindo o conteúdo em matéria orgânica e a atividade biológica (Macci *et al.* 2012). Tal reflete-se na comunidade vegetal e, principalmente em solos pouco produtivos, a herbivoria por ungulados pode ter um efeito drástico na diversidade vegetal (Olf e Ritchie 1998). Carpio *et al.* (2015) verificaram que as fossadas de javali aumentavam a compactação do solo e disponibilidade de azoto, favorecendo espécies nitrófilas e diminuindo a disponibilidade de leguminosas. Haveria assim, uma redução da qualidade da vegetação para outros herbívoros, particularmente para coelho-bravo, pois estas constituem um elemento indispensável da sua dieta e essencial para a reprodução. Também para javali as leguminosas constituem uma importante fonte proteica, podendo daí decorrer a competição direta entre as duas espécies (Carpio *et al.* 2014). Assim, este efeito poderá ser mais evidente durante o período reprodutor.

Por fim, devem ser consideradas algumas limitações do presente estudo e do método estatístico aplicado. Richmond *et al.* (2010) alertam para que a demonstração de uma associação negativa entre as espécies constitui apenas uma evidência circunstancial de competição interespecífica, devendo também ser considerado o efeito do habitat ou outros fatores. A nível da metodologia, esta certamente beneficiaria de amostragem a uma escala espacial mais vasta, não só em termos do tamanho dos *buffers* de prospeção no campo, mas também de replicação noutras áreas, com diferentes situações populacionais, principalmente de coelho-bravo. Devido a constrangimentos do planeamento amostral e do próprio método estatístico (e.g. assume que não há alterações no estado de ocupação, durante a época de amostragem) optou-se por não estender a amostragem para além dos três eventos, mas provavelmente um aumento permitiria melhorar as estimativas. Segundo Mackenzie *et al.* (2002), para dois eventos de amostragem, apenas se obtêm estimativas de ocupação razoáveis quando a probabilidade de deteção é pelo menos 0,5. Outra recomendação seria a modelação recorrendo a dados de abundância, pois provavelmente evidenciaria uma relação mais forte e conclusiva entre as espécies.

#### **4.3. Implicações para a gestão**

Na Companhia das Lezírias verifica-se que a população de coelho-bravo se encontra fragilizada ocorrendo de forma heterogénea, em focos populacionais, e principalmente associada às zonas agrícolas, onde encontra maior disponibilidade e qualidade de alimento. Este padrão de ocupação aparenta ser fortemente moldado pelos surtos de epizootias, sendo nestas áreas que os focos de resistência encontram melhores condições de habitat. Vários estudos apontam a recuperação do habitat como a melhor medida de conservação de coelho-bravo (Calvete *et al.* 2004; Catalán *et al.* 2008), dada a sua estreita relação com o mesmo. Tal inclui a gestão dos matos, o estabelecimento de culturas agrícolas, a provisão de tocas artificiais e de fontes de água e alimento suplementar. Particularmente nas zonas de montado, onde se encontram vastas pastagens, algum desenvolvimento arbustivo poderá fornecer refúgio, aumentando

a adequabilidade da área. Tal pode ser conseguido diminuindo a pressão de pastoreio, quer por redução do número de cabeças de gado como criando pequenas áreas de exclusão ao pastoreio. Considerando o efeito potencialmente gravoso das epizootias na população de coelho-bravo, seria importante criar um sistema de monitorização destas doenças, de forma a que os dados possam ser incluídos em estudos futuros e se compreenda o real impacto destas na população local.

Os resultados relativos à abundância relativa de javali na Charneca do Infantado devem ser abordados com cautela, dada a elevada incerteza. Porém, mantendo-se o cenário de expansão populacional do javali e perante o potencial impacto na recuperação do coelho-bravo, alerta-se para a necessidade de uma gestão cuidada. Usualmente esta é feita através da caça e como tal recomenda-se que a mesma seja mantida, podendo-se vir a aumentar a cota de abate em zonas de maior ocorrência de coelho-bravo e/ou mais adequadas para este. Isto conjuntamente com ações de gestão do habitat poderá aumentar a adequabilidade do mesmo para o coelho. Devem ser igualmente evitadas medidas que potenciem o crescimento populacional de javali (e.g. alimento suplementar, reforços populacionais ou vedação da propriedade).

## 5. Conclusão

A utilização de modelos de ocupação para averiguar a interação entre espécies fornece resultados mais robustos, relativamente à análise adotada em trabalhos anteriores (e.g. GLM, LMM), especialmente porque incorpora a possibilidade de deteções imperfeitas. Este é um fator determinante para espécies crípticas como o coelho-bravo, no cenário atual de declínio populacional. Logo, será uma boa alternativa para estudos de interação e em particular sobre este tema, uma vez que as evidências de competição entre coelho-bravo e javali, até à data, são escassas. Tal como outros autores (Massei e Genov 2004; Carpio *et al.* 2015) recomenda-se a realização de mais estudos, em diferentes áreas e cenários populacionais, de forma a fornecer mais evidências e auxiliar, de forma efetiva, nos esforços de conservação de coelho-bravo.

Na área de estudo, conclui-se que a situação populacional do coelho-bravo é alarmante e, por isso, é fundamental a aplicação de medidas de gestão do habitat, de forma a melhorar a adequabilidade para este e permitir a expansão populacional da espécie. Já relativamente ao impacto do javali, apesar das evidências não serem fortes, na debilitante situação populacional do coelho-bravo, poderá ser determinante o controlo populacional de javali, para evitar que este comprometa essa recuperação.

## 6. Referências Bibliográficas

(segundo as regras da revista *Oecologia*)

- Acevedo P, Escudero MA, Muñoz R, Gortázar C (2006a) Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain. *Acta Theriol (Warsz)* 51:327–336.
- Acevedo P, Quirós-Fernández F, Casal J, Vicente J (2014) Spatial distribution of wild boar population abundance: basic information for spatial epidemiology and wildlife management. *Ecol Indic* 36:594–600.
- Acevedo P, Vicente J, Alzaga V, Gortázar C (2009) Wild boar abundance and hunting effectiveness in Atlantic Spain: environmental constraints. *Galemys* 21:13–29.
- Acevedo P, Vicente J, Hofle U, *et al* (2006b) Estimation of European wild boar relative abundance and aggregation: a novel method in epidemiological risk assessment. *Epidemiol Infect* 135:519.
- Arsenault R, Owen-Smith N (2002) Facilitation versus competition in grazing herbivore assemblages. *Oikos* 97:313–318.
- Bakker ES, Olff H, Gleichman JM (2009) Contrasting effects of large herbivore grazing on smaller herbivores. *Basic Appl Ecol* 10:141–150.
- Bakker ES, Ritchie ME, Olff H, *et al* (2006) Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecol Lett* 9:780–788.
- Ballari SA, Barrios-García MN (2014) A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mamm Rev* 44:124–134.
- Barrio IC, Bueno CG, Villafuerte R, Tortosa FS (2013) Rabbits, weeds and crops: can agricultural intensification promote wildlife conflicts in semiarid agro-ecosystems? *J Arid Environ* 90:1–4.
- Barrios-Garcia MN, Ballari SA (2012) Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biol Invasions* 14:2283–2300.
- Beja P, Gordinho L, Reino L, *et al* (2009) Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: Conservation implications. *Eur J Wildl Res* 55:227–238.
- Bobek B (2014) Use of a line intercept snow track index and plot sampling for estimating densities of wild boar (*Sus scrofa*) in southwestern Poland. 2014 10:7–16.
- Bosch J, Peris S, Fonseca C, *et al* (2012) Distribution, abundance and density of the wild boar on the Iberian Peninsula, based on the CORINE program and hunting statistics. *Folia Zool* 61:138–151.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach.
- Cabezas-Diaz S, Virgós E, Mangas J., Lozano J (2011) The presence of a competitor pit effect compromises wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation. *Anim Biol* 61:319–334.
- Cabral M, Almeida J, Almeida P, *et al* (2006) Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, 2ª. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim
- Calvete C, Estrada R, Angulo E, Cabezas-Ruiz S (2004) Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landsc Ecol* 19:533–544.

- Carpio AJ, Guerrero-Casado J, Ruiz-Aizpurua L, *et al* (2014) The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biol* 20:161–166.
- Carpio AJ, Oteros J, Lora Á, Tortosa FS (2015) Effects of the overabundance of wild ungulates on natural grassland in Southern Spain. *Agrofor Syst* 89:637–644.
- Catalán I, Rodríguez-Hidalgo P, Tortosa FS (2008) Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *Eur J Wildl Res* 54:449–453.
- Cattadori IM, Haydon DT, Thirgood SJ, Hudson PJ (2003) Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos* 100:439–446.
- Companhia das Lezírias (2016) Resumo do Plano de Gestão Florestal.
- Dardaillon M (1986) Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. *Behav Processes* 13:251–268.
- Delibes-Mateos M, Delibes M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean Basin hotspot. *Conserv Biol* 22:1106–1117.
- Delibes-Mateos M, Farfán MÁ, Olivero J, Vargas JM (2010) Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environ Conserv* 37:169–176.
- Delibes-Mateos M, Ferreira C, Rouco C, *et al* (2014) Conservationists, hunters and farmers: the European rabbit *Oryctolagus cuniculus* management conflict in the Iberian Peninsula. *Mamm Rev* 44:190–203.
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2009a) European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mamm Rev* 39:124–140.
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2009b) Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *Eur J Wildl Res* 55:65–69.
- Engeman RM, Massei G, Sage M, Gentle MN (2013) Monitoring wild pig populations: a review of methods. *Environ Sci Pollut Res* 20:8077–8091.
- Fernandez N (2005) Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse. *Landsc Ecol* 20:897–910.
- Ferreira C (2012) European rabbit research in the Iberian Peninsula: state of the art and future perspectives. *Eur J Wildl Res* 58:885–895.
- Ferreira C, Delibes-Mateos M (2010) Wild rabbit management in the Iberian Peninsula: state of the art and future perspectives for Iberian lynx conservation. *Wildl Biol Pract* 6:48–66.
- Focardi S, Capizzi D, Monetti D (2000) Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *J Zool* 250:329–334.
- Gimenez-Anaya A, Herrero J, Rosell C, *et al* (2008) Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands* 28:197–203.
- Gómez JM, Hódar JA (2008) Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *For Ecol Manage* 256:1384–1389.
- Gonçalves P, Alcobia S, Simões L, Santos-Reis M (2012) Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agrofor Syst* 85:383–395.

- Henle K, Alard D, Clitherow J, *et al* (2008) Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe - a review. *Agric Ecosyst Environ* 124:60–71.
- Herrero J, Irizar I, Laskurain NA, *et al* (2005) Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Ital J Zool* 72:49–52.
- Hines JE (2016) Program PRESENCE 14.3. Software to estimate patch occupancy and related parameters.
- Hobbs NT (1996) Modification of ecosystems by ungulates. *J Wildl Manage* 60:695–713.
- Honda T, Kawauchi N (2011) Methods for constructing a wild boar relative-density map to resolve human-wild boar conflicts. *Mammal Study* 36:79–85.
- Hone J (2002) Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biol Conserv* 105:231–242.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373–386.
- Jones N, de Graaff J, Rodrigo I, Duarte F (2011) Historical review of land use changes in Portugal (before and after EU integration in 1986) and their implications for land degradation and conservation, with a focus on Centro and Alentejo regions. *Appl Geogr* 31:1036–1048.
- Keuling O, Stier N, Roth M (2008) How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *Eur J Wildl Res* 54:729–737.
- Lombardi L, Fernández N, Moreno S (2007) Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic Appl Ecol* 8:453–463.
- Lopes FJ, Borges JM (2004) Wild boar in Portugal. *Galemys* 16:243–251.
- Lozano J, Virgós E, Cabezas-Díaz S, Mangas JG (2007) Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat? *Biol Conserv* 138:321–329.
- Macci C, Doni S, Bondi G, *et al* (2012) Effects of wild boar (*Sus scrofa*) grazing on soil properties in Mediterranean environment. *Catena* 98:79–86.
- MacKenzie DI, Bailey LL (2004) Assessing the fit of site-occupancy models. *J Agric Biol Environ Stat* 9:300–318.
- Mackenzie DI, Bailey LL, Nichols JD (2004) Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *J Anim Ecol* 73:546–555.
- Mackenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, *et al* (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, *et al* (2006) *Occupancy estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Academic Press, Oxford
- Massei G, Genov P (2004) The environmental impact of wild boar. *Galemsy* 16:135–145.
- Massei G, Genov P V, Staines BW (1996) Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriol (Warsz)* 41:307–320.
- Melis C, Szafrńska PA, Jędrzejewska B, Bartoń K (2006) Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J Biogeogr* 33:803–811.



- Mohr D, Cohnstaedt LW, Topp W (2005) Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biol Biochem* 37:693–700.
- Moreno G, Pulido FJ (2009) The Functioning, management and persistence of dehesas. *Agrofor Eur Curr Status Futur Prospect* 6:127–160.
- Navarro LM, Pereira HM (2012) Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15:900–912.
- Nores C, González F, García P (2014) Wild Boar distribution trends in the last two centuries: an example in northern Spain. *J Mt Ecol* 3:137–185.
- Olea L, San Miguel-Ayanz A (2006) The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. *Grassl Sci Eur* 11:1–15.
- Olf H, Ritchie ME (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Tree* 13:261–265.
- Ostfeld RS, Keesing F (2000) Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends Ecol Evol* 15:232–237.
- Plieninger T, Hocht F, Spek T (2006) Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environ Sci Policy* 9:317–321.
- Richmond OM, Hines JE, Beissinger SR (2010) Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecol Appl* 20:2036–2046.
- Ritchie EG, Johnson CN (2009) Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol Lett* 12:982–998.
- Robinson QH, Bustos D, Roemer GW (2014) The application of occupancy modeling to evaluate intraguild predation in a model carnivore system. *Ecology* 95:3112–3123.
- San Miguel-Ayanz A, Perea García-Calvo R, García-Olalla M (2010) Wild ungulates versus extensive livestock. Looking back to face the future. *Options Méditerranéennes* 92:27–34.
- Santos JG (2014) Niche partitioning in managed landscapes: temporal and spatial segregation in a Mediterranean community of mesocarnivores. Uppsala Universitet, Uppsala, Sweden
- Santos P, Mexia-de-Almeida L, Petrucci-Fonseca F (2004) Habitat selection by wild boar *Sus scrofa* L. in Alentejo, Portugal. *Eur J Wildl Res* 16:167–184.
- Schley L (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mamm Rev* 44:506–56.
- Smit R, Bokdam J, den Ouden J, *et al* (2001) Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecol* 155:119–127.
- Smith AT, Boyer AF (2011) *Oryctolagus cuniculus*. In: IUCN Red List Threat. Species. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed 20 May 2016
- Steen H, Myrnerud A, Austrheim G (2005) Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. *Oecologia* 143:357–364.
- Villafuerte R, Delibes-Mateos M (2007) El conejo. In: Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. pp 490–491
- Virgós E (2002) Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean

- landscapes. *Can J Zool* 80:430–435.
- Virgós E, Cabezas-Díaz S, Malo A, *et al* (2003) Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol (Warsz)* 48:113–122.
- Welanders J (2000) Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *J Zool London* 252:263–271.
- Wilcox JT, Van Vuren DH (2009) Wild pigs as predators in oak woodlands of California. *J Mammal* 90:114–118.

## **8. Anexos**

Anexo 8.1 - Descrição das variáveis selecionadas para o processo de modelação. Variáveis de detetabilidade medidas para um buffer de 25 metros de raio no campo, e variáveis de ocupação medidas em ambiente SIG para um buffer de 100 metros de raio.

Variáveis	Sigla	Descrição	Medida
<b>DETETABILIDADE</b>			
<b>Cobertura arbustiva</b>	Arb	Estimativa da percentagem de cobertura do estrato arbustivo, para cada quadrante do um <i>buffer</i>	Média das estimativas para cada quadrante
<b>Altura dos arbustos</b>	A_Arb	Estimativa da altura do estrato arbustivo, para cada quadrante do <i>buffer</i>	Média das estimativas para cada quadrante
<b>Cobertura herbácea</b>	Herb	Estimativa da percentagem de cobertura do estrato herbáceo, para cada quadrante do <i>buffer</i>	Média entre as estimativas para cada quadrante
<b>Altura das herbáceas</b>	A_Herb	Estimativa da altura do estrato herbáceo, para cada quadrante do <i>buffer</i>	Média das estimativas para cada quadrante
<b>Cobertura em manta morta</b>	MM	Estimativa da percentagem de cobertura por manta morta, para cada quadrante do <i>buffer</i>	Média das estimativas para cada quadrante
<b>Solo nu</b>	SN	Estimativa da percentagem de solo nu, para cada quadrante do <i>buffer</i>	Média das estimativas para cada quadrante
<b>OCUPAÇÃO</b>			
<b>Arbustos densos</b>	A_Denso	Áreas com cobertura por arbustos superior a 60%	Proporção de cobertura de área arbustiva densa
<b>Arbustos esparsos</b>	A_Esparso	Áreas com cobertura por arbustos entre 30-60%	Proporção de cobertura de área arbustiva esparsa
<b>Ausência de arbustos</b>	A_Nulo	Áreas com cobertura reduzida ou ausente de arbustos	Proporção de cobertura de área sem arbustos
<b>Montado</b>	Montado	Sistema agro-silvo-pastoril dominado por <i>Q. suber</i> , com diferentes densidades arbustivas	Proporção de cobertura de área de montado
<b>Pinhal</b>	Pinhal	Floresta dominada por <i>P. pinaster</i> , com diferentes densidades arbustivas	Proporção de cobertura de área de pinhal
<b>Diversidade da paisagem</b>	Div	Medida de diversidade de usos de solo, dada pelo índice de diversidade de Shannon	$H = -\sum_{i=1}^m Pi * \ln Pi$ , sendo $m$ o número de usos de solo e $Pi$ a proporção de área coberta por cada um
<b>Distância à ripícola</b>	D_Rip	Faixas estreitas e densas de vegetação em volta dos cursos de água, compostas por espécies características da vegetação ripícola	Calculada em metros entre o centro do <i>buffer</i> e o atributo mais próximo
<b>Distância a áreas agrícolas</b>	D_Agri	Inclui as zonas de cultivo e pastagens naturais	Calculada em metros entre o centro do <i>buffer</i> e o atributo mais próximo
<b>Distância a alimentadores</b>	D_Aliment	Pontos de alimentação de coelho-bravo, onde são fornecidos alimento e água	Calculada em metros entre o centro do <i>buffer</i> e o atributo mais próximo
<b>Pressão de pastoreio</b>	P_Past	Índice calculado por parcela, como: $\frac{NCG}{ha} * n (dias)$	Calculada a média ponderada relativamente à área de cada parcela incluída no <i>buffer</i>

Anexo 8.2 - Modelos candidatos para a detetabilidade de indícios de javali e coelho-bravo, mantendo a ocupação constante,  $\Psi (\cdot)$ . O melhor modelo ( $\Delta QAICc$  ou  $\Delta AICc = 0$ ) para cada espécie encontra-se em destaque.

	Coelho				Javali			
<b>Modelos</b>	<b>K</b>	<b>QAICc</b>	<b><math>\Delta QAICc</math></b>	<b>AICw</b>	<b>K</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta AICc</math></b>	<b>AICw</b>
$\Psi (\cdot), \rho (MM * A\_Herb)$	4	104,71	3,45	0,04	4	283,75	0	0,67
$\Psi (\cdot), \rho (MM)$	3	103,32	2,06	0,08	3	286,00	2,25	0,22
$\Psi (\cdot), \rho (MM * Arb)$	4	103,43	2,17	0,08	4	288,14	4,39	0,07
$\Psi (\cdot), \rho (A\_Herb)$	3	102,47	1,21	0,13	3	292,79	9,04	0,01
$\Psi (\cdot), \rho (SN)$	3	102,83	1,57	0,11	3	292,82	9,07	0,01
$\Psi (\cdot), \rho (Arb)$	3	101,68	0,42	0,19	3	293,16	9,41	0,01
$\Psi (\cdot), \rho (Arb * A\_Herb)$	4	102,54	1,28	0,13	4	294,95	11,20	0,00
$\Psi (\cdot), \rho (\cdot)$	2	101,26	0	0,24	2	291,10	7,35	0,02

Anexo 8.3 - Modelos candidatos da ocupação por coelho-bravo e javali, mantendo a detetabilidade dos indícios modelada pelo melhor modelo obtido para coelho,  $\rho$  (.), e javali,  $\rho$  (MM \* A\_Herb). Os melhores modelos ( $\Delta QAICc < 2$  e  $\Delta AICc < 2$ ) para cada espécie encontram-se em destaque.

Hipóteses	Modelos	Coelho				Javali			
		K	QAICc	$\Delta QAICc$	AICw	K	AICc	$\Delta AICc$	AICw
Habitat <sup>(a)</sup>	$\Psi$ (D_agri)	5	103,26	0,72	0,16	5	286,00	2,25	0,06
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (Pinhal)	5	104,18	1,64	0,10	5	284,11	0,36	0,16
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (A_Denso)	5	104,44	1,90	0,09				
Perturbação	$\Psi$ (P_Past)	5	104,54	2,00	0,08	5	285,08	1,33	0,10
Alimento suplementar <sup>(a)</sup>	$\Psi$ (D_Alim)	5	104,77	2,23	0,07				
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (A_Esparso)	5	104,82	2,28	0,07	5	285,98	2,23	0,06
Habitat <sup>(a)</sup> + Perturbação	$\Psi$ (A_Nulo)	5	104,84	2,30	0,07	5	286,02	2,27	0,06
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (Montado)	5	104,85	2,31	0,07	5	285,40	1,65	0,09
Habitat <sup>(r)</sup>	$\Psi$ (D_Rip)					5	284,74	0,99	0,12
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (Div)					5	286,04	2,29	0,06
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (Montado * A_Esparso * D_Agri)	7	107,94	5,40	0,02				
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (Montado * Pinhal * A_Esparso)					7	285,95	2,20	0,06
Habitat <sup>(a, r)</sup> + Alimento suplementar	$\Psi$ (A_Densa * D_Agri * D_Alim)	7	108,00	5,46	0,01				
Habitat <sup>(a, r)</sup> + Perturbação	$\Psi$ (A_Esparsa * P_Past)	6	106,91	4,37	0,03				
Habitat <sup>(a, r)</sup>	$\Psi$ (Montado * D_Agri * D_Rip)					7	288,22	4,47	0,02
Nulo	$\Psi$ (.)	4	102,54	0	0,22	4	283,75	0	0,20

Nota: <sup>(a)</sup> - disponibilidade de alimento; <sup>(r)</sup> – disponibilidade de refúgio

Anexo 8.4 - Modelos candidatos da interação entre coelho-bravo e javali, de forma a averiguar diferentes cenários de interação tanto para a detetabilidade como ocupação. Recorreu-se às co-variáveis de ocupação identificadas como significativas para cada espécie, sendo a detetabilidade de javali modelada pela MM e A\_Herb.

Hipóteses	Modelos	K	AIC	$\Delta AIC$	AICw
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (Pinhal * D\_Agri)$	9	478,63	0	0,0922
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Agri)$	8	478,98	0,35	0,0774
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (Pinhal)$	8	479,31	0,68	0,0656
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Agri * D\_Rip)$	9	479,49	0,86	0,0599
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Agri * Pinhal)$	10	479,56	0,93	0,0579
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Agri)$	8	479,72	1,09	0,0534
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (.)$	7	479,96	1,33	0,0474
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Agri)$	9	480,03	1,40	0,0458
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Rip * Pinhal)$	9	480,03	1,40	0,0458
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Rip)$	8	480,43	1,80	0,0375
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (Pinhal)$	9	480,59	1,96	0,0346
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Agri)$	7	480,68	2,05	0,0331
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Agri * Pinhal)$	8	480,73	2,10	0,0322
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Agri * D\_Rip)$	9	480,74	2,11	0,0321
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (.)$	7	480,81	2,18	0,0310
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (.)$	6	481,33	2,70	0,0239
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Agri * D\_Rip)$	8	481,36	2,73	0,0235
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (Pinhal)$	7	481,39	2,76	0,0232
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Rip * Pinhal)$	10	481,39	2,76	0,0232
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Agri * D\_Rip)$	10	481,39	2,76	0,0232
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Agri * Pinhal)$	9	481,41	2,78	0,0230
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (.)$	8	481,72	3,09	0,0197
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Rip)$	8	481,80	3,17	0,0189
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (D\_Rip)$	7	482,02	3,39	0,0169
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B rBA$	$\Psi (D\_Rip)$	9	492,10	3,47	0,0163
$\Psi A \Psi B, \rho A \rho B$	$\Psi (Pinhal * D\_Rip)$	8	482,16	3,53	0,0158
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (Pinhal)$	8	482,20	3,57	0,0155
$\Psi A \Psi BA \Psi Ba, \rho A \rho B$	$\Psi (Pinhal * D\_Rip)$	9	482,82	4,19	0,0113